AÑO 2022 VOL. 72

INIA
INSTITUTO NACIONAL
DE INVESTIGACIONES
AGRÍCOLAS

AGRONOMÍA TROPICAL

Depósito Legal: AR2017000075 ISSN 2542-3363

www.inia.gob.ve

ISSN versión digital: 2542-3363
Depósito Legal: AR2017000075
ISSN versión impresa:0002-192X
ISSN versión impresa:0002-192X
Depósito Legal: pp 195102AR73
agronomia.tropical.inia@gmail.com
+58 243-2404766

Agronomia Tropical publica trabajos en las siguientes áreas temáticas: recursos fitogenéticos, fitomejoramiento, protección vegetal, bioecología, botánica, edafología, fertilidad de suelos, nutrición, recursos naturales, ambiente, agroecología, biotecnología agrícola vegetal, tecnología de alimentos, ingeniería agrícola, postcosecha, agroindustria, cadenas agroalimentarias, sistemas de producción agrícola vegetal, economía agrícola, desarrollo rural, agroforestería, investigaciones básicas y aplicadas en agroecosistemas de cultivos y demás temas afi nes al desarrollo agrícola.

Agronomía Tropical se publica en volumen continuo a partir del año 2020.

Comité Editorial

Juan Carlos Rey	Editor Jefe
Enayarix Castillo	Editora Asistente

Editores Asociados

Ligia Carolina Rosales	INIA - Venezuela
Alfredo Romero	INIA - Venezuela
Renny Barrios-Maestre	INIA - Venezuela

Consejo Asesor

Ada Maureen Medina	UCV - Venezuela
Ana María Casassa	LUZ - Venezuela
Barlin Olivares	UCO - España
Belkis Peteira	CENSA - Cuba
Carlos Hidalgo	INIA - Venezuela
Hipólito Pérez Iglesias	UTM - Ecuador
Iselen Trujillo	UNESR - Venezuela
Julia Elena Sanoja	UPEL - Venezuela
Julia Gilabert de Brito	INIA - Venezuela
María Elena Sanabria	UCLA - Venezuela
María Sindoni Vielma	INIA - Venezuela
Samuel Córdova Sánchez	UPCh - México

Indización

IICA- CIDIA (Costa Rica)
Royal Tropic Institute (Holanda)
AGRIS (FAO, Roma)
LATINDEX (México)
Índice de Revistas (México)
REVENCYT (Venezuela)
Base de Datos REVIS (CATIE, Costa Rica)
Base de Datos RISPAL (CATIE, Costa Rica)
Base Agrícola Venezolana (INIA, Venezuela)
Scielo (Venezuela)
HINARI (FAO, Italia)

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES AGRÍCOLAS

Margaret Gutérrez	Presidenta
Oscar De La Rosa	Gerente General
Belkys Vásquez	Gerente de Investigación
Oscar Robles	Gerente de Producción Social

Diseño Portada
Carlos Ramos Gómez

Diagramación
Renny Barrios-Maestre INIA - Venezuela

Gestión WEB
María A. Gutiérrez INIA - Venezuela

Editada por la Gerencia de Investigación
Coordinación de Gestión de la Información
Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas Venezuela

Agronomía Tropical / Vol. 72 / ISSN 2542-3363

Agronomía Tropical

**Revista científica del Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas,
Ministerio del Poder Popular para la Agricultura Productiva y Tierras
Maracay, Venezuela**

http://www.publicaciones.inia.gob.ve/index.php/agronomiatropical

EDITORIAL

En Venezuela la investigación es factor importante para su desarrollo y sostenibilidad. La Revista Agronomía Tropical se ha consolidado como un referente esencial en las publicaciones agrícolas de Venezuela y el mundo, fundada en 1951 como publicación periódica del entonces Instituto Nacional de Agricultura de Venezuela, la revista fue creada por un destacado grupo de fundadores, entre los que se encontraban: Luis Medina, Bruno Mazzani, W. S. Iljin, Rafael Pontis Videla, Jesús Calvo, Gino Malaguitti, Guiseppe Ravanello, Luis Salas F., S. Horowitz, Pedro Obregón y Dora de Zerpa.

A lo largo de su historia, Agronomía Tropical ha contado con la invaluable contribución de figuras como la Lic. Aydée Cabrera de Green, quien lideró la revista entre 1975 y 2005. También es fundamental el trabajo de otros editores y el numeroso grupo de árbitros anónimos que, con su rigurosa revisión, han garantizado la calidad de los manuscritos a lo largo de los años.

A pesar de haber cumplido 75 años de existencia, la revista enfrentó desafíos significativos. Los efectos de la pandemia de COVID-19 provocaron una disminución en la afluencia de artículos científicos y una interrupción en la continuidad de las publicaciones. En respuesta a esta situación, el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA) ha reconocido la importancia de la revista como medio de difusión científica. Por ello, se ha establecido un plan de recuperación ambicioso para el año 2026, con el objetivo de actualizar por completo todos los números pendientes.

La publicación de este número 72, correspondiente al año 2022, marca el inicio de esta nueva etapa. Este ejemplar refleja el extraordinario trabajo de la anterior editora en jefe de la revista, Carolina Rosales, rindiendo homenaje al profesor y entomólogo Carlos Julio Rosales (1929 – 2021) y presentando artículos de autores nacionales y extranjeros sobre temas variados como: Suelos, métodos agroecológicos para el control de enfermedades, uso de biocontroladores para la mitigación de metales pesados y producción de cultivos forestales.

A partir de ahora, luego de fortalecer su plataforma científico tecnológica, la revista publicará de forma progresiva los números pendientes, abordando temas innovadores como la eficiencia en la producción, la agroecología, el control integrado de plagas y enfermedades, y el uso de la tecnología en la agricultura. Nuestro compromiso es afrontar el reto del rápido avance de la ciencia agrícola.

Invitamos a la comunidad científica a enviar sus artículos. Nos comprometemos a que, más temprano que tarde, Agronomía Tropical estará completamente actualizada y retomará su posición de liderazgo entre las publicaciones científicas de Venezuela.

Juan Carlos Rey

In Memoriam

Carlos Julio Rosales

1929 - 2021

Nació en su casa, en el páramo El Sorure, La Grita, estado Táchira, Venezuela, el 9 de enero de 1929. Después de culminar sus estudios de primaria en La Grita, inició su bachillerato en el liceo Simón Bolívar de San Cristóbal, estado Táchira y lo finalizó en el liceo Andrés Bello, en Caracas, Distrito Capital. En 1948 comenzó sus estudios de ingeniería agronómica en la Universidad Central de Venezuela (UCV), en la Hacienda Sosa en El Valle, Caracas. En 1951 la UCV es cerrada por el Ejecutivo Nacional. Por esto, viaja a Brasil y realiza el último año de su carrera en la Escuela Nacional de Agronomía de la Universidad Rural de Río de Janeiro donde en 1952 recibe su título de Ingeniero Agrónomo. En 1953 regresa a su país. Ya reanudadas las actividades en la UCV, revalida su título e ingresa como profesor de Entomología General y Entomología Económica en la Facultad de Agronomía. Fue director del Instituto de Zoología Agrícola y miembro electo del Consejo de Facultad, en varios períodos para ambos casos; integró numerosas comisiones del Instituto de Zoología Agrícola, como de la Facultad de Agronomía.

En 1965 junto al Dr. Francisco Fernández Yépez, fundan la cátedra en Entomología en la Universidad de Oriente, Jusepín, estado Monagas. Fue Miembro fundador y, luego, miembro honorario de la Sociedad Venezolana de Entomología. Igualmente, fue asesor de la Corporación Venezolana de Guayana (CVG) y de Desarrollos Forestales San Carlos (Deforsa). Esta labor la efectuó con ahínco y dedicación por años, lo que le permitió convertirse en la máxima autoridad del país para los insectos plaga forestales. En reconocimiento a esta relevante labor en el área forestal, el Laboratorio de Entomología de Deforsa lleva su nombre "Carlos Rosales". Realizó viajes de estudios de colecciones de insectos en varios museos, destacando: Museo Británico de Londres (Inglaterra); Museo de París (Francia); Museo Real de Ciencias Naturales (Bruselas, Bélgica); Museo Nacional de Historia Natural (Washington, USA); Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Maryland, USA) y Museo Americano de Historia Natural (New York, USA).

In Memoriam

En 1956 fue integrante de la famosa expedición multidisciplinaria universitaria a la meseta del Auyantepuy, estado Bolívar, Venezuela. En esa expedición junto a los entomólogos Francisco Fernández Yépez (†), de quien fue su discípulo y Janis Racenis (†), colectan una gran cantidad de ejemplares que enriquecen la colección de insectos de la Facultad de Agronomía de la UCV. Así mismo, como entomólogo, participó en diversas expediciones de colectas en nuestro país. Entre las más relevantes se pueden mencionar: Kasmera (Perijá, Zulia); El Dorado (Bolívar); Gran Sabana-Anacoco-Auyantepui (2 veces); Selva de San Camilo (Apure -Táchira); Ticoporo (Barinas); Guatopo (Miranda). Galeras de El Pao (Cojedes); Sistema Hidroeléctrico Uribante - Caparo (Táchira); Río Cuchivero (Bolívar); Río Frío (Táchira); La Grita - Pregonero (Táchira); La Mucuy (Mérida); Isla de Margarita (Nueva Esparta); Páramo El Zumbador (Táchira); Caripe - Caripito (Monagas); Archipiélago de Los Roques y La Orchila; San Esteban (Carabobo); El Junquito (Distrito Capital); Yacambú (Lara); Los Pijiguaos (Bolívar); Yaguaraparo (Sucre); Sierra de Aroa (Yaracuy); Tiara (Aragua) y, en su lugar de siempre, la Estación Biológica Alberto Fernández Yépez en Rancho Grande, Parque Nacional Henri Pittier (Aragua).

Aunque se jubiló como docente a finales de los años 70, se mantuvo activo en su trabajo de investigación, dedicándole más de 60 años a la entomología; fue curador de la colección de Diptera y, posteriormente, de Isoptera en el Museo del Instituto de Zoología Agrícola (MIZA) de la Facultad de Agronomía de la UCV en Maracay, del cual fue uno de sus fundadores. Publicó alrededor de 25 trabajos científicos, fue ponente y conferencista, en diversos congresos de la especialidad. Las primeras generaciones de agrónomos de nuestro país, desde 1960, se formaron con los materiales de estudio preparados para las cátedras de Entomología general y Entomología agrícola, que fueron concebidos y diseñados por su persona, conjuntamente con el Dr. F. Fernández Yépez. La Facultad de Agronomía de la UCV en Maracay ha publicado varias ediciones de la Guía de Entomología Económica.

Por su trabajo educativo y de investigación en el área de entomología, recibió diversas distinciones y condecoraciones, entre ellas destacan: Grado de Corbata, como la máxima distinción de la Orden José María Vargas de la UCV; Condecoración Orden Samán de Aragua en su Primera Clase, otorgada por la Gobernación del estado Aragua; Orden Ciudad de Maturín en su Primera Clase, otorgada por la Alcaldía de Maturín, Concejo del Municipio Maturín, estado Monagas y Reconocimiento del Colegio de Ingenieros de Venezuela, seccional Aragua, por 60 años de ejercicio profesional.

Carlos Julio, a pesar de su carácter férreo, fue un profesor respetado y admirado por sus colegas y alumnos, debido a su jovialidad y buen humor. Gran conversador, amigo solidario, correcto y honesto. Fotógrafo, músico, radioaficionado -YV4FS-, cambalachero y coleccionista de cámaras, estampillas, monedas e instrumentos musicales. Consolidó junto a su esposa Alice Teresa Amado de Rosales (†), una gran familia de siete hijos. Pudo disfrutar de 16 nietos y 17 bisnietos. Su casa en El Limón, Maracay, será gratamente recordada por haber sido siempre, punto de alegres encuentros de reuniones de familiares y de amigos. El 20 de octubre de 2021, falleció en Maracay, de una manera apacible y en plenitud de sus facultades mentales, a los 92 años, dejando un legado imborrable para todas las personas que tuvieron el honor de conocerlo.

Ligia Carolina Rosales Amado

Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Maracay, Venezuela. Correo electrónico: carolina.rosalesa@gmail.com

Vilma Savini Palumbo

Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Instituto de Zoología Agrícola, Maracay, Venezuela. Correo electrónico: vilma.savini@gmail.com

Crecimiento y calidad en plántulas de moringa podadas y producidas en casa de cultivo

Guillermo Romero-Marcano[1*], Ramón Silva-Acuña[2], Víctor Otahola Gómez[2]

[1]Universidad de Oriente (UDO), Departamento de Nutrición Animal y Forrajes, Escuela de Zootecnia, *Campus* Los Guaritos; Núcleo Monagas. Venezuela. [2]Universidad de Oriente (UDO), Postgrado de Agricultura Tropical, *Campus* Juanico, Núcleo Monagas. Venezuela. *correo electrónico: guillermo.ro80@gmail.com

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el crecimiento e índices de calidad en plántulas de moringa variedad "Acriollada", sin poda o podadas 10, 15 y 20 días después de la siembra (dds), tanto en la yema apical como en el primer nudo ascendente del tallo, de forma independiente, se realizó la presente investigación. Se empleó el diseño de bloques al azar con tratamientos en arreglo factorial 3x2+1, tres repeticiones y seis plántulas útiles por unidad experimental. Se usaron 420 bolsas de vivero de 2 kg, con sustrato areno francoso y estiércol bovino, relación 7:3 (v/v). Con pinza se hizo la poda apical y con tijeras la del primer nudo ascendente. La planta se condujo con un único eje ortotrópico. A los 42 dds, se cuantificó las variables de crecimiento aéreo y radicular, la biomasa seca, aérea y radicular; con las que se calculó los índices de: esbeltez, relación parte aérea/parte radicular, calidad de Dickson y lignificación. La poda aérea en plántulas de moringa, realizada a 10 dds, en el primer nudo ascendente, favorece el crecimiento aéreo final, expresado en diámetro de tallo y biomasa aérea final; la poda posterior a 10 dds, en el primer nudo ascendente, no beneficia las características vegetativas de altura, diámetro del tallo, número de hojas, biomasa fresca aérea y biomasa seca aérea, en las plántulas. La poda en la yema apical, en cualquier época, no afecta el crecimiento de la plántula. Los índices de Dickson y Lignificación ratifican el beneficio de la poda temprana y severa.

Palabras clave: biomasa, brotes, *Moringa oleifera,* poda.

Growth and quality in moringa seedlings pruned and produced of cultivation house

ABSTRACT

With the objective of evaluating the growth and quality indices in seedlings of moringa variety "Acriollada", without pruning or pruned at 10, 15 and 20 days after sowing, both in the apical bud and in the first ascending node of the stem, independently, the present experiment was carried out. A randomized block design was used with treatments in a 3x2+1 factorial arrangement, three replications and six useful seedlings per experimental unit. 420 nursery bags of 2 kg were used, with loamy sand substrate and bovine manure, ratio 7:3 (v/v). The apical pruning was done with pliers and with scissors that of the first ascending node. The plant was driven with a single orthotropic axis. At 42 days after sowing, aerial and root growth variables were quantified, dry, aerial and root biomass, calculating the indices of slenderness, aerial part/root part ratio, Dickson quality and lignification. Aerial pruning in moringa seedlings, carried out at 10 days after sowing, in the first ascending node, favors final aerial growth, expressed in stem diameter and final aerial biomass; pruning after 10 days after sowing, in the first ascending node, does not benefit the vegetative characteristics of height, stem diameter, number of leaves, aerial fresh biomass and aerial dry biomass, in the seedlings. Pruning at the apical bud, at any time, does not affect the growth of the seedling. The Dickson and Lignification indices ratify the benefit of early and severe pruning.

Key words: biomass, buds, *Moringa oleifera,* pruning.

Recibido: 21/07/2022 - Aprobado: 14/11/2022

INTRODUCCIÓN

Moringa oleifera es una planta siempre verde, originaria del sur del Himalaya, de amplia distribución en las distintas zonas tropicales del mundo. En Venezuela, se introdujo y naturalizó de manera aleatoria y se cultiva con multipropósito. Es el único género de la familia a la que pertenece, Moringaceae. Tiene excelentes propiedades nutritivas en hojas y tallos tiernos, con significativo aporte de proteína, energía, vitaminas y minerales; por esas características la catalogan como un suplemento ideal para alimentación humana y animal, así como buena fuente de abono orgánico (Pérez *et al*. 2010b; Mora y Gacharna 2015).

Debido al rápido crecimiento, las plántulas de moringa producidas en viveros al presentar tallo elongado, delgado y suculento, son susceptibles al acame. En condiciones de campo, esa situación predispone al cultivo, a ser afectado por las condiciones climáticas. Entre las labores agrícolas a desarrollar en fase de vivero, surge la necesidad de incluir prácticas de podas para estimular el engrosamiento y endurecimiento del tallo; al tiempo que se limita el crecimiento en altura de la plántula (Pérez-Díaz *et al*. 2014).

La poda consiste en la modificación de los ejes de crecimiento de la planta y se puede realizar en diferentes fases del desarrollo y con distintas finalidades como: a) modificar la bioarquitectura de las plantas, al permitir la formación de diferentes tipos de ramificación sobre la estructura de soporte del cultivo; b) determinar el porte final de las plantas, manteniéndolas sin entrecruzar con plantas vecinas; c) modificar el vigor, fortalecer y engrosar las ramas, para mejorar la capacidad de brotación y, finalmente, d) aumentar la productividad de las plantas (Miranda 2005).

La poda de formación, consiste en eliminar la yema apical para generar la emisión de yemas laterales que originaran mayor producción de brotes. Este proceso se basa en la pérdida de la dominancia apical. Esa dominancia se caracteriza por el crecimiento de la yema apical e inhibición de las yemas laterales (Muller *et al*. 2010). Fisiológicamente, mayor concentración de AIA —ácido-3-indol acético— en la yema apical inhibe el crecimiento de yemas laterales, para actuar como un sumidero de nutrimentos y citoquininas a la yema apical; además, el alto nivel de auxina en las yemas apicales, ayuda a mantener altos niveles de ABA —ácido abscísico— en los brotes laterales, lo que inhibe su crecimiento (Taiz y Zeiger 2006). Por lo tanto, la eliminación de la yema apical genera aumento de las citoquininas en las yemas laterales, promoviendo su desarrollo (Muller *et al.* 2010).

Algunas plantas de crecimiento elongado necesitan podas de formación, debido al desarrollo de ramas alargadas, poco productivas, que pueden alcanzar hasta tres metros de altura en los primeros años de vida (Abanto 2010). La aplicación de poda de formación, permite lograr incrementos de altura (cm) y diámetro basal (mm), por encima del 200 %, en comparación a la planta sin poda; asimismo, incrementa considerablemente el número de ramas en más de 400 % (Abanto *et al*. 2011).

En condiciones de campo, las podas en moringa son necesarias para estimular y mantener la producción de hojas (Alfaro 2008). Se recomienda poda en los primeros años, mediante corte de la yema apical para incentivar el crecimiento de ramas laterales, creando así una forma de arbusto (De Saint *et al.* 2010). Con ese mismo enfoque, en plantas de tres años de edad, una poda en la yema apical promueve la producción de ramas laterales y una altura reducida del árbol que favorecerá la cosecha (Olson y Fahey 2011).

Pocas son las referencias científicas conocidas sobre manejo de plantas de moringa con poda en condiciones de vivero; los estudios se han enfocado a la producción de biomasa —hojas y tallos tiernos— en condiciones de campo, evaluando diferentes alturas de corte, con podas intensivas en parcelas de alta densidad (Padilla y Fraga 2014; Reyes-Sánchez *et al.* 2006; Savitha *et al.* 2014).

De acuerdo a los anteriores hallazgos la presente investigación se realizó con el objetivo de evaluar crecimiento e índices de calidad en plántulas de moringa podadas en tres épocas —10, 15 y 20 días después de la siembra—, en dos tipos de tejidos —yema apical y primer nudo ascendente del tallo—, en fase de vivero, en condiciones de casa de cultivo.

MATERIALES Y METODOS

Área de realización de los ensayos

El ensayo experimental se condujo en casa de cultivo del Postgrado en Agricultura Tropical, Universidad de Oriente, Núcleo Monagas, *Campus* Juanico, ubicada entre las coordenadas de 9° 45' LN y 63° 11' LW, y altitud de 65 m (Climate-Data.org 2020). Esta infraestructura de investigación, pertenece al Departamento de Ingeniería Agronómica de la Escuela de Ciencias del Agro y del Ambiente.

Envases y sustrato experimental

Se habilitaron 420 bolsas de vivero de 2 kg de capacidad, las cuales se colmaron con sustrato preparado a base de suelo areno francoso (aF) y estiércol bovino, en relación 7:3 (v/v); ambos materiales, provenientes de la Finca "La Campiña", ubicada en la parroquia San Simón, municipio Maturín. Previo a la preparación del sustrato, cada material se secó bajo techo y se pasó por tamiz de 5 mm. La caracterización física y química del sustrato empleado se realizó en el Laboratorio de Suelos del Postgrado de Agricultura Tropical y correspondió a las siguientes características: densidad aparente: 1,71 $mg.m^{-3}$; porosidad total: 45,11 %; microporosidad: 41,08 %; macroporosidad: 4,03 %; pH (1:2,5): 6,43; conductividad eléctrica: 0,0053 $ms.cm^{-1}$; materia orgánica: 22,18 % y fosforo: 78,8 ppm.

Material semilla, siembra, riego y raleo

Se utilizó semilla de moringa, variedad "Acriollada" procedente de la Tomatera, en Caicara, municipio Cedeño, estado Monagas, previamente seleccionada con relación al tamaño y libre de lesiones en el tegumento. Las semillas se desinfectaron con solución 10 % v/v de hipoclorito de sodio y triple enjuague en agua corriente; luego, se mantuvieron en inmersión en agua corriente durante 24 h previo a la siembra. Se sembraron tres semillas por bolsa, a 2 cm de profundidad. Antes de la siembra, el sustrato se saturó con agua corriente y de allí en adelante se aplicó riego interdiario, con lámina fija de 225 $mL.bolsa^{-1}$, durante los 42 días de la etapa de vivero, sin adición de fertilizante.

Una vez ocurrida la emergencia de las plántulas, se procedió a realizar el raleo selectivo en aquellas donde hubo emergencia múltiple se eliminaron las plántulas menos vigorosas y se dejó una plántula por bolsa.

Estrategia de poda y manejo de brotes

Durante el desarrollo del cultivo en vivero, se compararon tres épocas de poda —realizadas a los 10, 15 y 20 días después de la siembra— en dos tipos de tejidos, en la plántula de moringa —a nivel de la yema apical y al primer nudo ascendente del tallo—. El corte de la yema apical se realizó con pinza metálica; mientras que, el corte bajo del tallo —a un centímetro por encima del primer nudo ascendente— se efectuó con tijeras quirúrgica. No se aplicó cicatrizante en los cortes. Adicionalmente se mantuvo un lote de plántulas sin podar, como referencia del crecimiento y condición original del cultivo. El cultivo se condujo con relación a un único eje ortotrópico por plántula, siendo necesario eliminar semanalmente todos los brotes adicionales que se formaron después de realizadas las podas (Abanto *et al.* 2011).

Diseño experimental y variables cuantificadas

Se utilizó el diseño en bloques al azar con arreglo factorial 3x2+1 (Uday-Patiño 2015), siendo factor A: Época de poda —10; 15 y 20 días después de la siembra—, factor B: Tejido podado —yema apical y primer nudo ascendente del tallo—, y un grupo de plantas testigo —sin podar—; se organizaron tres bloques, para un total de 21 unidades experimentales; cada unidad experimental estuvo representada por lotes de 20 plántulas, de las cuales se evaluaron las seis centrales.

Cumplidos los 42 días post siembra, considerado el tiempo óptimo de crianza de plántulas de moringa en vivero (Pérez *et al*. 2010a; Toral *et al*. 2013; Romero-Marcano *et al*. 2021), se cuantificó por unidad experimental, las variables de crecimiento: 1) Se determinó la altura de plántula, entre la base del tallo y la yema apical; la altura de plántula al primer par de hojas, entre la base del tallo y la intersección del primer par de hojas; la longitud de raíz, desde el cuello de la plántula hasta el ápice de la raíz principal. Estas medidas se realizaron con una cinta métrica flexible y se expresaron en centímetros; 2) con un vernier digital, se cuantificó el diámetro de tallo a nivel del cuello de la planta, expresado en milímetros; 3) el número de hojas, por conteo visual y 4) el volumen

de la raíz, mediante el principio de Arquímedes, utilizando un cilindro graduado expresado en centímetros cúbicos.

Posteriormente, la fracción aérea —vástago— y radicular, de cada plántula, se colocaron de manera independiente en bolsas de papel perforadas y se identificaron. Se trasladaron al Laboratorio de biotecnología, *Campus* Juanico, donde se determinó la biomasa fresca aérea y radicular: en balanza analítica OHAUS Adventurer®, expresada en gramos; seguidamente, la fracción aérea y radicular fresca de cada plántula se colocó en una estufa MEMMERT®, con temperatura de 65 °C durante 72 h. En una balanza analítica OHAUS Adventurer® se determinó la respectiva masa seca expresada en gramos.

A partir de dicha información, en cada unidad experimental se calculó los siguientes índices de calidad morfológica:

1- El Índice de esbeltez: el cociente de la altura entre el diámetro del tallo [Ecuación 1];

$$\mathbf{IR} = \frac{\text{Altura (cm)}}{\text{Diámetro (mm)}} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

2- Relación parte aérea/parte radicular: el cociente masa seca aérea entre masa seca raíz [Ecuación 2];

$$\mathbf{ITR} = \frac{\text{Masa seca parte aérea (g)}}{\text{Masa seca radical (g)}} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

3- Índice de Dickson (QI): Birchler *et al*. (1998) que relaciona la masa seca total con los dos índices anteriores [Ecuación 3];

$$\mathbf{ICD} = \frac{\text{Masa seca total (g)}}{\frac{\text{Altura (cm)}}{\text{Diámetro (mm)}} + \frac{\text{Masa seca parte aérea (g)}}{\text{Masa seca radical (g)}}} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

4- Índice de lignificación: cociente de la masa seca total entre la masa fresca total por cien [Ecuación 4] (Orozco *et al*. 2010).

$$\mathbf{IL} = \frac{\text{Masa seca total (g)}}{\text{Masa fresca total (g)}} \quad \text{(Ecuación 4)}$$

Paralelamente con la conducción del experimento se llevó el registro cronológico de las fases lunares, siguiendo la metodología de agricultura biodinámica descrita por Vera-Suarez *et al*. (2017) y Cornejo y Barahona (2021).

Análisis estadístico

Los datos obtenidos se exploraron por la prueba de Wilk Shapiro y de Levene, para corroborar los supuestos de normalidad de los errores y homogeneidad de varianzas, respectivamente. La variable número de hojas se transformó a función X^3, por no presentar normalidad de los errores. Las comparaciones de tratamientos se analizaron por procedimiento ANAVA de estructura factorial, con una fuente de variación adicional para contrastar el testigo con relación a los demás tratamientos (Uday-Patiño 2015). Los contrastes se representaron mediante promedio y desviación estándar para cada grupo comparado; mientras que, las interacciones se interpretaron por desglosamiento y método gráfico (Garrido-García 2008), con nivel de significancia de 5 % de probabilidad.

Todos los procedimientos estadísticos, descriptivos e inferenciales, fueron realizados en el programa estadístico INFOSTAT versión 2020 (Di Rienzo *et al.* 2020).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Crecimiento aéreo

El resumen del análisis de varianza correspondiente al crecimiento aéreo en plántulas de moringa en tres épocas de poda y realizada en dos tipos de tejidos, está indicado en el Cuadro 1. Se detectó para la mayoría de las variables aéreas, diferencias significativas entre plántulas sin podar —testigo— y plántulas podadas, por la prueba de F, con excepción de la variable altura primer par de hojas —APPH— donde ambos grupos fueron estadísticamentesimilares.

De manera similar, en el Cuadro 1, se observó efecto significativo por la prueba de F a 1 % de probabilidad en la interacción época de poda*tipo de tejido, para la mayoría de las variables aéreas, con excepción nuevamente para APPH. Seguido el desglose, para tal efecto significativo en la interacción, se constató diferencias exclusivamente para plántulas podadas a nivel del primer nudo ascendente, con excepción de la variable biomasa seca aérea donde se obtuvo efecto significativo para ambos tipos de tejido.

En el Cuadro 2, se presenta la comparación del crecimiento aéreo entre grupos experimentales —sin y con poda—, observándose superioridad estadística

Cuadro 1. Resumen del análisis de varianza para las variables de crecimiento aéreo, altura de plántula (AP); altura hipocótilo (ALH); diámetro de tallo (DT); número de hojas (NH), transformado en potencia al cubo, y biomasa seca aérea (BSA), en el ensayo con plántulas de moringa.

Fuente de variación	AP	ALH	DT	NH	BSA
Testigo vs otros tratamientos	410,15**	0,14^{ns}	1,20*	865990,80**	1,36**
Época de poda	146,48**	0,20^{ns}	2,78**	561353,21**	4,51**
Tipo de tejido	600,08**	0,07^{ns}	2,58**	8075595,00**	4,11**
Época*Tipo de tejido	218,42**	0,86^{ns}	1,38**	239950,20*	1,95**
Época/Tipo de tejido	364,90**	-	4,16**	801303,36**	6,46**
Época/Yema Apical	8,52^{ns}	-	0,28^{ns}	176181,87^{ns}	0,68*
Época/Primer nudo ascen.	721,28**	-	8,05**	1426424,85**	12,23**
Bloque	5,04^{ns}	12,32**	0,05^{ns}	67572,16^{ns}	0,32^{ns}
Error	16,71	0,23	0,13	46818,77	0,13
W (Shapiro Wilk)	0,89^{ns}	0,90^{ns}	0,87^{ns}	0,86^{ns}	0,89^{ns}
P (Levene)			> 0,05		
Coeficiente de variación (%)	5,93	4,42	5,58	10,31	11,41

Significativos al 5* y 1** % de probabilidad; ns = No significativo

en altura de plántula, diámetro de tallo, número de hojas y biomasa aérea seca, para las plántulas sin podar, en relación a las plántulas manejadas mediante estrategias de poda.

De acuerdo con Forshey *et al.* (1992) y Genard *et al.* (1998) toda planta, luego de aplicada la poda, expresa de manera ineludible cambios morfológicos, inducidos por alteraciones en el crecimiento de varios órganos; estos cambios, están asociados con desequilibrios metabólicos. La porción vegetal aérea, generalmente describe el efecto de reducción del tamaño, con crecimiento restringido en las cercanías del sitio de corte, esto respalda el contraste evidenciado entre grupos de tratamientos comparados; sin embargo, en plantas de crecimiento acelerado, como la moringa, podría esperarse que superara tales efectos, debido a su alta capacidad regenerativa; esto condicionado por la edad de la planta y la cantidad de tejido vegetal removido, los cuales estimularían en mayor o menor medida, el crecimiento vegetativo post corte (Miller y Byers 2000).

En cuanto a la interacción entre los factores de poda —Época*Tipo de tejido—, el comportamiento observado en las variables de crecimiento, altura de plántula, diámetro del tallo, número de hojas y biomasa seca aérea, se muestra de manera gráfica en las Figuras 1A, 1B, 1C, 1D, respectivamente.

Cuadro 2. Variables de crecimiento aéreo, altura de plántula (AP); diámetro de tallo (DT); número de hojas (NH), retransformado con función raíz cúbica; biomasa seca aérea (BSA), comparadas entre grupos experimentales (sin y con poda), en el ensayo con plántulas de moringa.

Grupo experimental	AP (cm)	DT (mm)	NH	BSA (g)
Sin poda (Testigo)	79,72 ± 4,59 a	7,16 ± 0,29 a	13,74 ± 7,04 a	3,83 ± 0,74 a
Con podas	67,09 ± 9,39 b	6,48 ± 0,86 b	12,63 ± 9,20 b	3,11 ± 1,07 b

Letras diferentes en las columnas significan diferencias estadísticas por la prueba de F a 5 % de probabilidad.

De manera general, se constató que las variables referidas a: altura de plántula, diámetro del tallo, número de hojas y biomasa seca aérea, presentan disminución en sus valores a medida que avanza la época de poda en el primer nudo ascendente; en otras palabras, la poda realizada después de los 10 días, en ese tejido no favorece las mencionadas características vegetativas de las plántulas de moringa.

En las mencionadas figuras, se observan tres tendencias perfectamente definidas: 1) las variables altura de plántula y número de hojas por plántula, disminuyen a medida que avanza la época de poda a nivel del primer nudo ascendente del tallo, con valores inferiores a los obtenidos en plántulas sin podar (Figuras 1A y 1C); las variable diámetro del tallo también disminuye a medida que avanza la época de poda a nivel del primer nudo ascendente del tallo; sin embargo, las plántulas con poda temprana —a los 10 días— presentan valores superiores a los obtenidos en las plántulas sin podar (Figura 1B). La biomasa seca aérea, disminuye a medida que avanza la época de poda, indistinto al tipo de tejido —yema apical o primer nudo ascendente del tallo — para ambas condiciones, las plántulas con poda temprana — a los 10 días — también presentan valores superiores a los obtenidos en las plántulas sin podar (Figura 1D).

Tales tendencias permiten evidenciar que la poda, como técnica cultural en vivero, produce retardo del crecimiento en las estructuras aéreas de la plántula. El efecto de ese retardo es más agresivo, a medida que disminuye la altura de corte; es decir, las podas más severas limitan notablemente la disposición adecuada, en cantidad de tejidos —parenquimático de reserva y meristemático activo— necesarios para el renuevo vegetativo (Toral e Iglesias 2007). A pesar que la poda consistentemente restringe la altura de plántula (Basave-Villalobos *et al.* 2021), parece no estar del todo definido el comportamiento en el resto de las variables aéreas. Algunas forrajeras podadas de manera severa, logran superar el crecimiento referencial, como estrategia de sobrevivencia (Medina *et al*. 2007).

La segunda condición evidenciada es el efecto beneficioso que presenta la poda, en estadios tempranos, sobre el crecimiento aéreo de la moringa. Eso se reflejó en la variable biomasa seca y en el diámetro

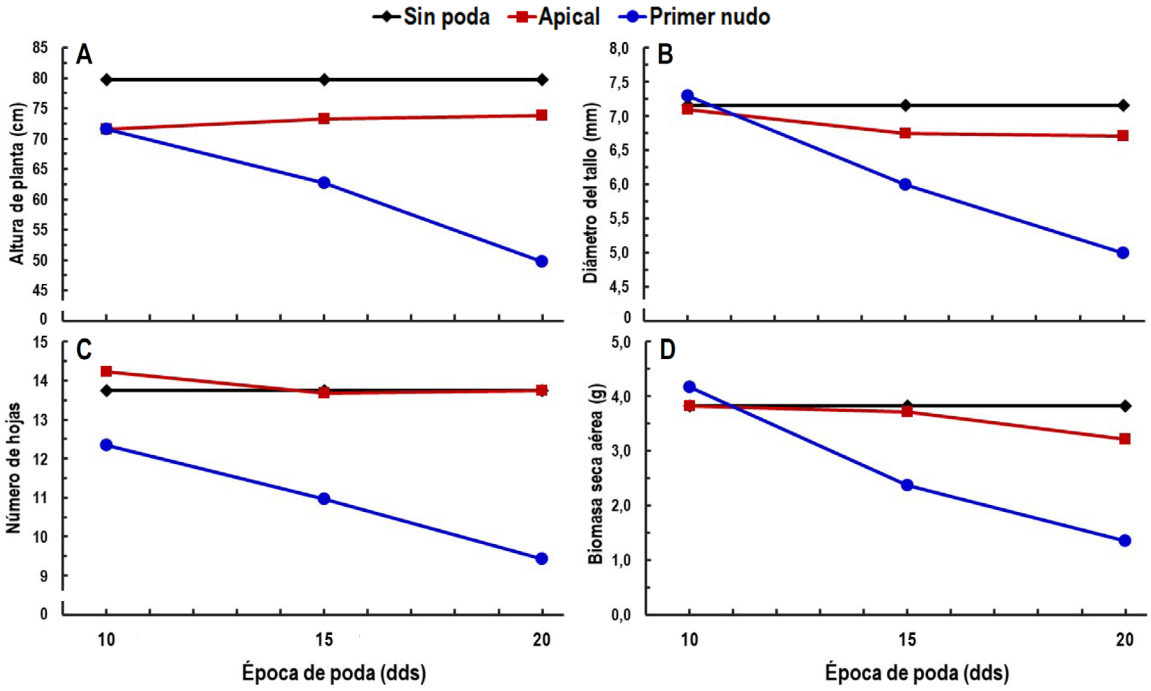

Figura 1. Efecto de interacción época de poda*tipo de tejido, para altura (cm) (A), diámetro del tallo (mm) (B), número de hojas (C) y biomasa seca aérea (g) (D), en plántulas de moringa de 42 días de edad.

del tallo; lo cual pudiese responder a escenarios fisiológicos óptimos en la plántula, durante sus primeros días de vida, con abundantes reservas que permiten activar protocolos de aceleración extra del crecimiento luego del corte (Torres *et al*. 2018). La época de poda a los 10 días después de la siembra, representa el punto mínimo de partida para realizar esta práctica cultural; en ese momento, la plántula de moringa ha desarrollado su primer par de hojas verdaderas y existe la estructura aérea requerida para realizar la poda.

Por otro lado, el comportamiento estadístico de los resultados obtenidos para épocas de poda, a nivel experimental, se vinculan con los principios de agricultura biodinámica, descritos por Pezo-Araujo (2012). Esos principios se basan en la sincronización entre las fases lunares y los periodos fisiológicos de la planta. De allí se origina la posible influencia de las fases lunares sobre las prácticas agronómicas.

Durante el establecimiento del ensayo de podas, la siembra de las semillas de moringa coincidió entre las fases cuarto creciente y luna llena —periodo hoja—; siendo que, la primera época de poda —a los 10 dds— concordó con la fase cuarto menguante —periodo raíz—; mientras que, la segunda época de poda —a los 15 dds— concordó entre las fases cuarto menguante y luna nueva —periodo raíz—, y para la tercera época —a los 20 dds— se ubicó entre las fases luna nueva y cuarto creciente —transición entre los periodos raíz y hoja—. De esto, se deriva que, la primera época de poda ocurrió en la condición lunar más adecuada para tal práctica. En ese momento, existe mayor concentración de fluidos hacia las raíces del cultivo, condición que garantiza rápida cicatrización y eficiente recuperación de los tejidos. De manera opuesta, la tercera época de poda ocurrió en la transición lunar donde los fluidos empiezan a concentrarse hacia las hojas. Esa condición podría promover la pérdida irregular de fluidos después del corte y afectar el desempeño de las plántulas de moringa en esta época de poda. En resumen, la poda aérea de la moringa en vivero, reduce el crecimiento aéreo final de la plántula, a menos que se realice de manera temprana —a los 10 días después de la siembra— y en forma severa, con lo cual se logra incrementar el diámetro de tallo y la biomasa aérea final.

Crecimiento radicular

En el Cuadro 3, se presenta el análisis de varianza referido a variables de crecimiento radicular en plántulas de moringa podadas en tres épocas y en dos tipos de tejidos.

Se verifica que la comparación entre plántulas sin podar —Testigo— y plántulas podadas —estrategias de podas evaluadas—, solo se observó diferencias significativas por la prueba de F a 1 % probabilidad para la variable longitud de la raíz; mientras que, para las variables volumen radicular y biomasa radicular seca, no hubo diferencias estadísticas.

En cuanto a interacción entre los factores de poda —Época*Tipo de tejido—, se obtuvo efecto significativo para las variables que representan el crecimiento radicular —VR y BSR—; con excepción de la LR, en la cual, ningún factor mostró diferencia significativas por la prueba de F. Posterior al desglose, se detectó efecto significativo exclusivamente en plántulas podadas a nivel del primer nudo ascendente del tallo; mientras que, la poda en la yema apical no mostró diferencias estadísticas sobre las variables radiculares evaluadas.

Cuadro 3. Resumen del análisis de varianza para variables de crecimiento radicular, relacionadas con longitud de raíz (LR); volumen de raíz (VR) y biomasa seca radicular (BSR) en plántulas de moringa.

Fuente de variación	LR	VR	BSR
Testigo vs otros trat.	46,29**	0,60^{ns}	0,0023^{ns}
Época de poda	6,85^{ns}	8,96**	0,59**
Tipo de tejido	7,21^{ns}	2,46^{ns}	0,0033^{ns}
Época*Tipo de tejido	7,56^{ns}	3,22*	0,33**
Época/Tipo de tejido	----	12,18**	0,91**
Época/Apical	-----	1,71^{ns}	0,04^{ns}
Época/Primer nudo	-----	22,64**	1,78**
Bloque	65,83**	2,74^{ns}	0,14*
Error	3,86	0,74	0,03
W (Shapiro Wilk)	0,89^{ns}	0,89^{ns}	0,90^{ns}
P (Levene)		> 0,05	
Coefic. de variación (%)	11,39	19,24	30,57

Significativos al 5* y 1** % de probabilidad; ns = No significativo

La longitud de raíz fue estadísticamente superior en plántulas de moringa sin podar —20,87 cm—, en comparación a plántulas manejadas con alguna estrategia de poda —16,63 cm— (Cuadro 4).

A nivel de raíz ocurren cambios morfológicos por efecto de la poda aérea en la plántula, siendo distinta la respuesta según el cultivo y la variedad manejada (Cenóz y Burgos 2012). Se esperaría reducción del crecimiento en longitud del tejido radicular, porque el área foliar removida limita la síntesis de aquellos reguladores de crecimiento asociados a la elongación de la raíz (Alcántara-Cortes et al. 2019), mientras la plántula dedica las reservas, en su mayoría, a la cicatrización y regeneración del tejido aéreo (Silva-De Andrade 2010).

La interacción época de poda*tipo de tejido y su efecto sobre las variables cuantificadas en las raíces, —volumen radicular y biomasa seca radicular—, están descritas en las Figuras 2A y 2B, respectivamente. Se observa, de manera general, que a diferencia de la parte aérea, la tendencia es similar en todas las variables, con disminución del crecimiento a medida que avanza la época de poda a nivel del primer nudo ascendente del tallo; siendo que, las plántulas con poda temprana —a los 10 días— presentaron crecimiento radicular superior respecto a las plántulas sin podar.

Cuadro 4. Longitud de raíz (LR) comparada entre grupos experimentales —Sin y con poda—, en plántulas de moringa.

Grupo experimental	LR (cm)
Sin poda (Testigo)	20,87 ± 5,03 a
Con poda	16,63 ± 3,10 b

Letras distintas en columnas indican diferencias estadísticas entre promedios ($p \leq 0,05$)

En condiciones fisiológicas óptimas, toda plántula presenta en sus primeros estadios un conjunto de reservas nutritivas, que permiten la formación y desarrollo eficiente de los tejidos. Esos tejidos se hacen fotosintetizantes y la plántula es capaz de producir nuevas reservas (Alegría-Muñoz 2016). Esa condición permite inferir que en su etapa inicial, la plántula puede resultar menos sensible ante la pérdida de tejido aéreo; e incluso, responder con crecimiento aún más agresivo, debido a que no depende nutritivamente del tejido removido; en fases avanzadas, la remoción severa de estas estructuras fotoactivas disminuye de manera directa la capacidad fotosintética de la planta y puede promover retraso del crecimiento vegetativo, que incluye la raíz (Miller y Tworkoski 2003).

La poda aérea disminuye el crecimiento longitudinal de la raíz, pero a su vez estimula su desarrollo lateral, en términos de raíces más voluminosas y más pesadas; lo que pudiese ser una acción complementaria de la planta, para mejorar su anclaje (Stoffella y Kahn 1987). En vivero, la poda aérea de la moringa reduce la longitud final de la raíz en la plántula. Cuando la poda se realiza de manera temprana y en forma severa, permite incrementar el volumen y la biomasa radicular.

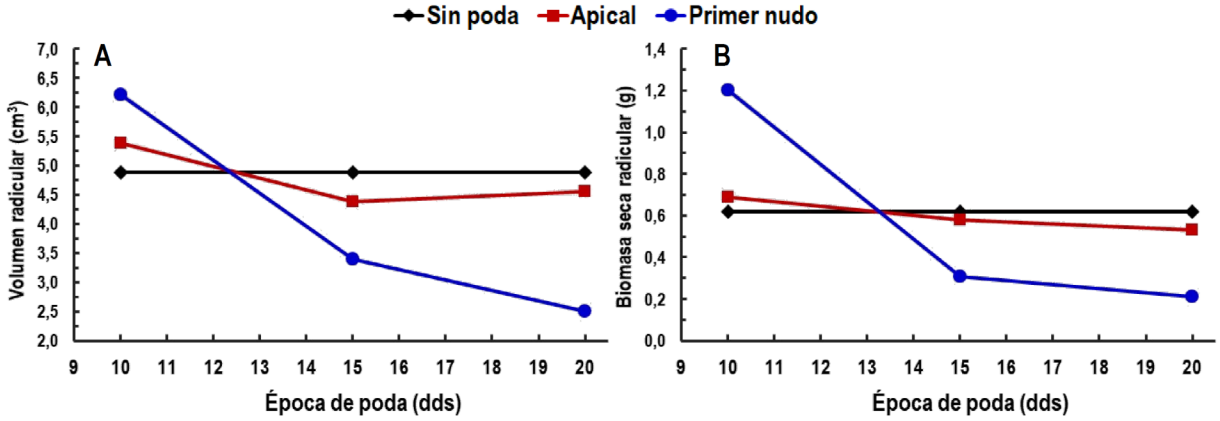

Figura 2. Efecto de interacción época de poda*tipo de tejido para volumen radicular (cm^3) (A) y biomasa seca radicular (g) (B), en plántulas de moringa a los 42 días de edad.

Índices de calidad morfológica

En el resumen del análisis de varianza para los cuatro índices de calidad morfológica evaluado en plántulas de moringa, podadas en tres épocas, en dos tipos de tejidos (Cuadro 5), se observa, que no hubo diferencias estadísticas entre las plántulas sin podar y las plantas podadas. En cuanto al efecto de los factores de poda —Época y Tipo de tejido—, no se detectó diferencias significativa alguna, tanto para el índice de esbeltez como para la relación parte aérea/parte radicular; sin embargo, para los índices: Calidad de Dickson y Lignificación, se observó efecto significativo para la interacción época*tipo de tejido. Posterior al desglose, se ratificó el efecto significativo exclusivo para las plántulas podadas a nivel del primer nudo ascendente del tallo.

De manera general, se obtuvo similitud estadística entre las plántulas de moringa sin podar y plántulas podadas, con relación a la calidad morfológica. El índice de esbeltez osciló entre 10,37 y 11,13; la relación parte aérea/parte radicular estuvo entre 6,54 y 7,05; el índice de calidad Dickson varió entre 0,23 y 0,25; mientras que, el índice de lignificación osciló entre 13,63 y 13,66 (Cuadro 6).

Las plántulas de moringa, por su elevada tasa de crecimiento aéreo, persisten en exhibir inconsistencias comparativas, debido al comportamiento de las variables aéreas utilizadas en los índices morfológicos, lo cual continuamente diluye los efectos e impide detectar diferencias preconcebidas (Sol-Quintas *et al.* 2016); tal es el caso del presente estudio, donde no fue posible obtener diferencias de calidad morfológica, claramente esperadas, entre plántulas sin podar y plántulas podadas. Por otro lado, los rangos obtenidos en esbeltez y para la relación Pa/Pr, comparados con anteriores resultados, en las mismas casas de cultivo, presentan aumentos considerables respecto a los promedios previos —8,57 y 2,47, respectivamente— (Romero-Marcano *et al*. 2021). Estos resultados, representados por ambos índices, descalifican la calidad de las plántulas de moringa, cuando comparadas con plántulas forestales (Rueda-Sánchez *et al.* 2014).

Por su parte, los valores reportados para el índice de calidad de Dickson resultaron próximos a los promedios —0,27—, registrados por Romero-Marcano *et al.* (2021); entre todos, se considera el índice más confiable para: representar calidad en plántulas de moringa y establecer comparaciones válidas entre grupos experimentales.

Cuadro 5. Resumen del análisis de varianza para el índice de esbeltez (IR); relación parte aérea / parte radicular (Pa/Pr); índice de calidad de Dickson (QI) y el índice de lignificación (IL), en plántulas de moringa.

Fuentes de variación	IR	Pa/Pr	QI	IL
Testigo vs otros tratamientos	1,41^{ns}	0,68^{ns}	0,0014 ^{ns}	0,0029 ^{ns}
Época de poda	0,88^{ns}	13,81^{ns}	0,06**	5,71**
Tipo de tejido	1,17^{ns}	0,06^{ns}	0,01^{ns}	1,08 ^{ns}
Época*Tipo de tejido	0,18^{ns}	10,52^{ns}	0,03**	3,88**
Época/Tipo de tejido	-----	-----	0,08**	9,60**
Época/Apical	-----	-----	0,01^{ns}	1,34^{ns}
Época/Primer nudo	-----	-----	0,16**	17,87**
Bloque	0,67^{ns}	14,55^{ns}	0,01^{ns}	2,15^{ns}
Error	0,75	5,16	0,0028	0,51
W (Shapiro Wilk)	0,90^{ns}	0,89^{ns}	0,90^{ns}	0,98^{ns}
P (Levene)	> 0,05			
Coeficiente de variación (%)	8,23	34,34	22,52	5,23

Significativos al 5* y 1** % de probabilidad; ns = No significativo

Cuadro 6. Índice de esbeltez (IR); relación parte aérea / parte radicular (Pa/Pr; índice de calidad de Dickson (QI) e índice de lignificación (IL), entre grupos experimentales (Sin y con poda), en plántulas de moringa.

Grupo experimental	Índices morfométricos			
	IR	Pa/Pr	QI	IL
Sin poda (Testigo)	11,13 ± 0,28 a	7,05 ± 2,55 a	0,25 ± 0,09 a	13,63 ± 0,88 a
Con poda	10,37 ± 0,89 a	6,54 ± 1,80 a	0,23 ± 0,11 a	13,66 ± 1,16 a

Letras iguales en columnas indican ausencia de diferencias estadísticas entre promedios ($p > 0,05$)

En el índice de lignificación, los valores obtenidos fueron inferiores al promedio de 15,76, reportado por Romero-Marcano *et al.* (2021); esto, se puede atribuir a las diferencias entre ensayos en: temporalidad, procedencia y calidad de semilla, tipo de sustrato utilizado y tipo de manejo aplicado.

Los índices calidad de Dickson y lignificación y su efecto significativo de interacción por factores de poda —Época*Tipo de tejido—, se presentan de manera gráfica en las Figuras 3A y 3B. Se observa disminución de la calidad a medida que se retrasa la práctica de poda a nivel del primer nudo ascendente del tallo; además, las plántulas con poda temprana —a los 10 días— a nivel del primer nudo ascendente, mostraron mayor calidad —para ambos índices— en comparación con las plántulas sin podar.

Ambos resultados evidencian que indudablemente, la condición de poda temprana realizada a los 10 dds y severa, a nivel del primer nudo ascendente, mejoraron de manera significativa la calidad final de la plántula de moringa y aumentaron su grado de lignificación. En todo momento, la variable determinante de calidad resultó ser biomasa seca de la plántula. Esa variable se reconoce estar muy influenciada por la aplicación o no aplicación de podas (Casanova-Lugo *et al*. 2010), también se considera fuertemente afectada por los estadios lunares (Pezo-Araujo 2012).

Davey (1984); Rodríguez-Laguna (2010) y González-Izquierdo et al. (2014) afirman que todos los esfuerzos técnicos dentro del vivero vinculados con la realización de prácticas agronómicas como fertilización, riego, poda aérea y poda radicular, se enfocan hacia el logro de mayor lignificación en la plántula. Los

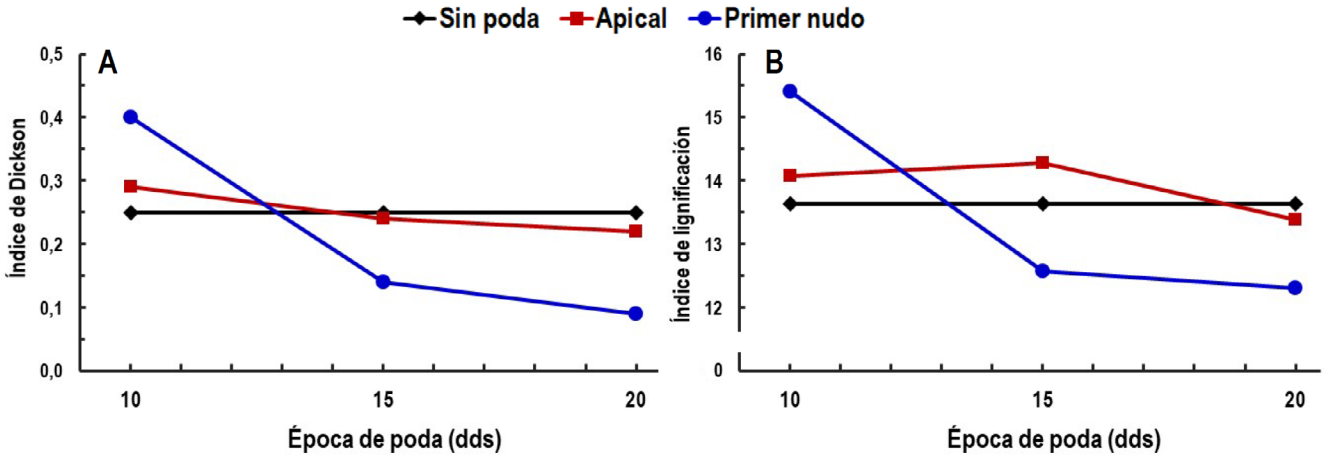

Figura 3. Efecto de interacción época de poda*tipo de tejido para Índice de calidad de Dickson (QI) (A) e Índice de lignificación (IL) (B), en plántulas de moringa

autores señalan que, el endurecimiento de la plántula se correlaciona positivamente con la sobrevivencia y el desarrollo del cultivo post trasplante. Esto indica que la condición de poda validada en este experimento resultaría conveniente como práctica de rutina en viveros de moringa, aportando calidad al material vegetal conducido. La poda aérea de plántulas de moringa en vivero, no modifica los índices morfológicos finales; cuando se realiza de manera temprana y en forma severa, mejora el índice de calidad de Dickson y la lignificación final en la plántula.

CONCLUSIONES

La poda aérea en plántulas de moringa, realizada de manera temprana, 10 días después de la siembra y en forma severa, en el primer nudo ascendente del tallo, favorece el crecimiento aéreo final de la plántula, expresado en diámetro de tallo y biomasa aérea final.

La poda posterior a los 10 días después de la siembra, en el primer nudo ascendente del tallo, no beneficia las características vegetativas de altura, diámetro del tallo, número de hojas y biomasa seca aérea de las plántulas.

La poda aérea en la yema apical, en cualquier época, no afectó el crecimiento de la plántula.

La poda aérea de plántulas de moringa, reduce el crecimiento longitudinal de la raíz, pero realizada de manera temprana y en forma severa, incrementa el crecimiento lateral de la misma, expresado en volumen y biomasa radicular.

La poda aérea de la moringa en vivero, no modifica los índices morfológicos finales; aunque, los índices, Calidad de Dickson y Lignificación ratifican el beneficio de la poda temprana y severa.

LITERATURA CITADA

Abanto, C. 2010. Estudio del efecto de las podas de formación arquitectónica en plantaciones iniciales de camu camu (*Myrciaria dubia* H.B.K. Mc Vaugh), en la Región de Ucayali – Perú (en línea). Informe del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP). Perú. 39 p. Consultado 04 jun. 2019. Disponible en https://bit.ly/3YOxZgB

Abanto, C; Sánchez-Choy, J; Saldaña, W; Paifa, M; Alves-Chagas, E. 2011. Efecto de la altura de poda de formación en la arquitectura de plantas de camu camu (*Myrciaria dubia* H.B.K. Mc Vaugh) en la Estación Experimental del IIAP, Ucayali, Perú (en línea). Scientia Agropecuaria 2:73-81. Consultado 04 jun. 2019. Disponible en https://bit.ly/3XEreNn

Alcántara-Cortes, J; Acero-Godoy, J; Alcántara-Cortes, J; Sánchez-Mora, R. 2019. Principales reguladores hormonales y sus interacciones en el crecimiento vegetal (en línea). NOVA 17(32):109-129. Consultado 06 jun. 2020. Disponible en https://bit.ly/40LQhks

Alegría-Muñoz, W. 2016. Texto básico para profesional en ingeniería forestal, en el área de fisiología vegetal. FCF UNAP (en línea). Iquitos, Perú. 224 p. Consultado 06 jun. 2020. Disponible en https://bit.ly/3E8C5s5

Alfaro, N. 2008. Rendimiento y uso potencial de Paraíso Blanco, *Moringa oleifera* Lam en la producción de alimentos de alto valor nutritivo para su utilización en comunidades de alta vulnerabilidad alimentario-nutricional de Guatemala (en línea). Informe final de Proyecto CONICYT-ENACYT-FONACYT-INCAP. Guatemala. 150 p. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3Yteevu

Basave Villalobos, E; Cetina Alcalá, VM; López López, MÁ; Ramírez Herrera, C; Trejo, C; Conde Martínez, V. 2021. La poda aérea como práctica cultural en vivero para *Caesalpinea coriaria* (Jacq.) Willd (en línea). Revista mexicana de ciencias forestales 12(63):138-152. Consultado 07 ene. 2022. Disponible en https://doi.org/jt8z

Casanova-Lugo, F; Ramírez-Avilés, L; Solorio-Sánchez, F. 2010. Efecto del intervalo de poda sobre la biomasa foliar y radical en arboles forrajeros en monocultivo y asociados. Tropical and Subtropical Agroecosystems 12:657-665. Consultado 12 ago. 2020. Disponible en https://bit.ly/3Kar8Kn

Cenóz, P; Burgos, A. 2012. Efectos de las podas pre-cosecha en plantas de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) cultivadas en Corrientes, Argentina. Revista UDO Agrícola 12(3):550-558. Consultado 14 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/3YwHK3t

Climate-data.org. 2020. Clima Maturín (Venezuela) (en línea). Consultado 14 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/3Xwk8uz

Cornejo Burneo, M; Barahona Dubón, A. 2021. Fases lunares y su efecto sobre el crecimiento y desarrollo de cultivos orgánicos de frijol, lechuga y remolacha (en línea). Tesis de pregrado. Escuela Agrícola Panamericana Zamorano. Honduras. 25 p. Consultado 07 ene. 2022. Disponible en https://bit.ly/3IkkjDJ

Davey, C. 1984. Establecimiento y manejo de viveros para pinos en la América tropical. CAMCORE (en línea). Universidad del estado de Carolina del Norte. USA. 49 p. Consultado 26 oct. 2019. Disponible en https://bit.ly/3Z7gh8v

De Saint, A; Broin, M; Noamesi, S; Amaglo, N; Adevu, M; Dosu, G. 2010. Growing and processing moringa leaves. Moringa Association of Ghana (MAG). Ghana. 67 p. Consultado 26 oct. 2019. Disponible en https://bit.ly/3jWH9c9

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; González, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2020. InfoStat Software Estadístico, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina (en línea). Consultado 04 feb. 2021. Disponible en http://www.infostat.com.ar

Forshey, C; Elfving, D; Stebbins, R. 1992. Training and pruning of apple and pear trees (en linea). ASHS Press. Alexandria, VA 22314. 166 p. Consultado 04 feb. 2021. Disponible en https://bit.ly/3DZRcE3

Garrido-García, J. 2008. La interacción entre factores en el análisis de varianza: errores de interpretación (en línea). Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3XmDGRV

Genard, M; Pagés, L; Kervella, J. 1998. A carbon balance model of peach tree growth and development for studying the pruning response (en línea). Tree Physiology 18:351-362. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://doi.org/gf68gx

González-Izquierdo, E; Cobas-López, M; Bonilla-Vichot, M; Sotolongo-Sospedra, R; Castillo-Martínez, I; Garcia-Corona, I; Medina-Malagón, M. 2014. Experiencias en la producción de plantas cultivadas en los viveros forestales en contenedores (en línea). Revista Cubana de Ciencias Forestales 2(2):118-127. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3YoAM07

Stoffella, P; Kahn, B. 1987. Root system effects on lodging of vegetable crops (en línea). HortScience 21(4):960-963. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://doi.org/jv8t

Medina, M; García, D; Clavero, T; López, J. 2007. Influencia de la distancia entre surcos y altura de corte en algunos indicadores de *Morus alba* (L.) sometida a pastoreo (en línea). Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia 24:468-480. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3YF3KbP

Miller, S; Byers, R. 2000. Response of Winter-injured peach trees to pruning (en línea). Hort Technology 10:757-765. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3K6jAZh

Miller, S; Tworkoski, T. 2003. Regulating vegetative growth in deciduous fruit trees. PGRSA Quarterly 31(1):8-46.

Miranda, D. 2005. Criterios para el establecimiento, los sistemas de cultivo, el tutorado y la poda de la uchuva. *In:* Fischer, G; Miranda, D; Piedrahita, W; Romero, J. Avances en cultivo, postcosecha y exportación de la Uchuva (*Physalis peruviana* L.) en Colombia. Unibiblos. Bogotá, Colombia. pp. 29-52.

Mora, J; Gacharná, N. 2015. El árbol milagroso: La Moringa oleífera (en línea). Biodiversidad Colombia 1(5):45-58. Consultado 12 ago. 2019. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/40PvOLy

Muller, D; Bisognin, D; Morin, G; Gnocato, F. 2010. Dormência e dominância apical de diferentes tamanhos de tubérculos de batata (em línea). Ciencia Rural 40(12):2454-2459. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/3HUo9CX

Olson, M; Fahey, J. 2011. *Moringa oleifera*: Un árbol multiusos para las zonas tropicales secas (en línea). Revista Mexicana de Biodiversidad 82:1071-1082. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/3xc9wWQ

Padilla, C; Fraga, N. 2014. Efecto de la altura de corte en indicadores de la producción de forraje de *Moringa oleifera* vc. Plain (en línea). Revista Cubana de Ciencia Agrícola (4):405-409. Consultado 02 abr. 2019. Disponible en https://bit.ly/3JXH2HW

Pérez, A; De la Cruz, J; Vásquez, G; Obregón, J. 2010a. *Moringa oleifera*, una alternativa forrajera para

Sinaloa, México (en línea). Consultado 02 abr. 2019. Disponible en https://bit.ly/3YqLa7K

Pérez, A; Sánchez, T; Armengol, N; Reyes, F. 2010b. Características y potencialidades de *Moringa oleifera*, Lamark. Una alternativa para la alimentación animal (en línea). Pastos y Forrajes 33(4):3-8. Consultado 02 abr. 2019. Disponible en https://bit.ly/3RRKVjt

Pezo-Araujo, H. 2012. Influencia de las fases lunares en la producción agrícola (en línea). Tesis para obtención de Título de Ingeniero Agrónomo. UNSM. Tarapoto, Perú. 65p. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://bit.ly/3YltGtf

Pérez Díaz, N; Chango Miranda, RD; Fuego ME; Castillo, I; Orea Igarza, U; Veliz Gutiérrez, JA. 2014. Dinámica de crecimiento *Vitex parviflora* Juss en sustratos de compost de corteza de las especies *Eucalyptus saligna* Smith, y *Eucalyptus pellita* F. Muell, en viveros forestales (en línea). Revista Cubana de Ciencias Forestales 2(2):178-190. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://dialnet.unirioja.es

Reyes-Sánchez, N; Ledin, S; Ledin, I. 2006. Biomass production and chemical composition of *Moringa oleifera* under different management regimes in Nicaragua (en línea). Agroforestry Systems 66:231-242. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://doi.org/ctn5rr

Rodríguez–Laguna, R. 2010. Manual de prácticas de viveros forestales (en línea). Primera edición. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo, México. 44 p. Consultado 19 feb. 2022. Disponible en https://bit.ly/3YImqHP

Romero-Marcano, G; Silva-Acuña, R; Maza, I. 2021. Calidad morfológica en plántulas de moringa (*Moringa oleifera* Lam.) producidas en sustratos compuestos de suelo y estiércol animal (en línea). Revista Ciencia UNEMI 14(35):54-72. Consultado 19 feb. 2022. Disponible en https://doi.org/jt88

Rueda-Sánchez, A; Benavides-Solorio, J; Sáenz-Reyes, T; Muñoz, F; Prieto-Ruiz, J; Orozco, G. 2014. Calidad de planta producida en los viveros forestales de Nayarit (en línea). Revista Mexicana de Ciencias Forestales 5(22):58-73. Consultado 19 feb. 2022. Disponible en https://doi.org/jt89

Savitha, H; Kale, S; Prakash, M. 2014. Effect of harvesting cycles in biomass production of drumstick (*Moringa oleifera* Lam.) (en línea). Asian Journal of Biological Sciences 9(1):2012-2015. Consultado 19 feb. 2022. Disponible en https://bit.ly/2DAfsxE

Silva-De Andrade, J. 2010. Épocas de poda en mandioca. Tesis Master en Agronomía (en línea). Universidad Estatal del Sudoeste de Bahía, Brasil. 54 p. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en http://www2.uesb.br

Taiz, L. & Zeiger, E. 2006. Plant Physiology. 3rd edn. Sinauer Associates. Sunderland, United States. 690 p.

Toral, O; Iglesias, J. 2007. Efecto de la poda en el rendimiento de biomasa de 20 accesiones de especies arbóreas (en línea). Pastos y Forrajes 30(3):341-355. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3HPgohP

Toral, O; Reino, J; Santana, H; Cerezo, Y. 2013. Caracterización morfológica de ocho procedencias de *Moringa oleifera* (Lam.) en condiciones de vivero (en línea). Pastos y Forrajes 36(4):409-416. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3IfBHKF

Torres, A; Cova, A; Valera, D. 2018. Efecto del proceso de germinación de granos de *Cajanus cajan* en la composición nutricional, ácidos grasos, antioxidantes y bioaccesibilidad mineral (en línea). Revista Chilena de Nutrición 45(4):323-330. Consultado 12 ago. 2019. Disponible en https://doi.org/jt9b

Uday-Patillo, M. 2015. Diseño experimental: Factorial AXB + N (en línea). Consultado 04 ago. 2019. Disponible en https://bit.ly/3K8LcNs

Vera Suarez, M; Chávez Betancourt, R; Molina, V; León Paredes, J; Olivera Contreras, O; Alvarado Álvarez, H; Lahuasi Guerrero, L. 2017. Determinación de la influencia de las fases lunares, utilizando tres variedades de Fréjol (*Phaseolus vulgaris* L.) en el Cantón Antonio Ante, Provincia de Imbabura (en línea). European Scientific Journal 13(6):190-205. Consultado 04 ene. 2020. Disponible en https://doi.org/jt9c

Contenido de carbono orgánico del horizonte arenoso de los suelos del sistema Carrizal Chone, Manabí, Ecuador

Leonardo Ramón Vera-Macías[1], Alberto Hernández-Jiménez[2], Ángel Monserrate Guzmán-Cedeño[1 3], Freddy Wilberto Mesías-Gallo[1], Ángel Frowen Cedeño-Sacón[1]

[1] Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Campus Politécnico El Limón, km 2½ vía Calceta-El Gramal. Calceta, Manabí. Ecuador. [2] Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Carretera Tapaste km 3 1/2, San José de las Lajas, Mayabeque, Cuba. [3] Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Laica "Eloy Alfaro de Manabí", Av. circunvalación-vía San Mateo. Manta. Correo electrónico: lvera@espam.edu.ec

RESUMEN

El sistema Carrizal Chone tiene como finalidad dotar de riego a 7.250 ha en la primera etapa. En la región predominan los suelos aluviales sometidos a procesos de erosión – deposición que originaron horizontes arenosos enterrados. El propósito de esta investigación consistió en evaluar las reservas de carbono orgánico de los horizontes arenosos presentes en los suelos del sistema Carrizal Chone, Manabí, Ecuador. Con base a ortofotos y hojas cartográficas se delinearon contornos de suelos y se describieron 145 perfiles de acuerdo a la metodología USDA. Se tomaron muestras de suelo para determinación de densidad de volumen, composición granulométrica, clase textural, materia orgánica y cálculo de reservas de carbono. Los datos fueron comparados a través de sus estadísticos descriptivos, considerando medidas de tendencia central y de dispersión. El 51,7 % de los perfiles de suelos estudiados presentaron un horizonte arenoso Cs, ubicado, en mayor proporción, entre 30 y 90 cm de profundidad. La mayores reservas de carbono orgánico en el horizonte *Cs* fueron de 6,8 $t.ha^{-1}$ y se encuentra entre 30 y 60 cm de profundidad.

Palabras clave: Arena, materia orgánica, horizonte enterrado, erosión, deposición.

Organic carbon content of the sandy horizon of the soils of the Carrizal Chone system, Manabí, Ecuador

ABSTRACT

The Carrizal-Chone system aims to provide irrigation to 7,250 ha in the first stage. The region is dominated by alluvial soils subjected to erosion-deposition processes that created buried sandy horizons. The purpose of this research was to evaluate the organic carbon reserves of the sandy horizons present in the soils of the Carrizal Chone system, Manabí, Ecuador. Based on orthophotos and cartographic sheets, soil contours were outlined and 145 profiles were described according to the USDA methodology. Soil samples were taken to determine volume density, granulometric composition, textural class, organic matter and calculation of carbon reserves. The data were compared through their descriptive statistics, considering measures of central tendency and dispersion. 51.7 % of the soil profiles studied presented a Cs sandy horizon, located, in greater proportion, between 30 and 90 cm deep. The largest reserves of organic carbon in the Cs horizon were 6.8 $t.ha^{-1}$ and are located between 30 and 60 cm deep.

Keywords: Sand, organic matter, buried horizon, erosion, deposition.

Recibido: 16/09/2022 - Aprobado: 17/12/2022

INTRODUCCIÓN

La represa La Esperanza constituye uno de los principales proyecto hídricos de Manabí. Su capacidad es de 450 millones de metros cúbicos de agua, la cual es destinada al consumo humano y riego para la agricultura. Su cuenca tiene un área de 445 km^2, se ubica en la parroquia Quiroga, cantón Bolívar, a aproximadamente 12 kilómetros de Calceta, la cabecera cantonal. Las aguas del embalse abastecen directamente a cuatro cantones: Tosagua, Chone, Junín y Bolívar con una población aproximada de 236.474 habitantes, el 16 % de la población total de la provincia. Desde la represa La Esperanza se desprende el Sistema de Riego Carrizal-Chone en sus dos etapas, destinadas a irrigar en su primera fase a 7.250 hectáreas (INEC, 2014).

Debido a que en la región predominan los bosques primarios, las condiciones naturales de formación de suelos dan origen a la fuerte acumulación de materia orgánica (humificación), que da origen de suelos Feozems o de Molisoles y en las partes formadas de sedimentos de Fluvisoles o Fluvents; sin embargo, debido a la actividad antropogénica, parte de los suelos Feozems se han degradado y han dado lugar a Cambisoles o Inceptisoles (Vera *et al*. 2017). Mesías-Gallo *et al*. (2018) señalan que en los Grupos Referenciales de Suelos que se presentan en la región es notable la presencia de capas de arena en los primeros 50 cm del perfil de los Fluvisoles, por lo que las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) se mantienen bajas en la capa de 0-50 cm del perfil.

Los suelos arenosos son compuestos por una textura granular hasta 50 cm de profundidad y a consecuencia retienen pocos nutrientes, así como la capacidad de retención hídrica. Los horizontes donde predomina la arena poseen gran cantidad de poros grandes y su bajo contenido de arcilla provoca que se pierda más fácilmente agua y nutrientes, especialmente nitrógeno. Lo anterior ocasiona un desarrollo pobre de los cultivos al no cubrir sus necesidades nutricionales. La alta lixiviación y volatilización de nitrógeno en estos suelos hace necesario fraccionar la fertilización nitrogenada tanto como sea posible y la aplicación de materia orgánica. Por otra parte, la gran cantidad de poros grandes facilita la penetración y desarrollo del sistema radical de los cultivos (INTAGRI 2017).

Con respecto al movimiento del agua en los suelos arenosos secos, la lluvia se infiltra verticalmente hasta ir llenando todos los poros; sin embargo, si el suelo está saturado, el flujo de agua es horizontal; mientras que, en suelos no saturados, el flujo vertical de agua está condicionado por la gravedad, lo cual es fundamental en el manejo de riego y drenaje de un determinado predio, ya que los horizontes arenosos sirven de drenaje natural cuando el nivel freático es bajo, pero cuando este nivel freático sube se convierte el principal factor de saturación de agua en el suelo (Rosales-Naranjo *et al*. 2020).

En el contexto de la agricultura sostenible, los agricultores pretenden modificar sus prácticas para reducir los insumos químicos y los costos de la labranza, preservar la biodiversidad del suelo, promover el secuestro de carbono en el suelo y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Uno de los principales desafíos que enfrenta el sistema agrícola actual es conciliar los objetivos de la agricultura sostenible con la necesidad de mantener la viabilidad económica garantizando rendimientos competitivos y calidad de los cultivos. Como resultado, a la materia orgánica se le ha asignado un papel más importante en el mantenimiento de la calidad del suelo (Mechri *et al*. 2023).

El carbono orgánico del suelo es una parte del ciclo global del carbono más amplio que implica el ciclo del carbono en los suelos y la atmósfera. Afecta las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, como la infiltración de agua, la capacidad de retención de agua, la disponibilidad de nutrientes, la estructura del suelo, la densidad aparente y la actividad de los microorganismos del suelo (Marzouk *et al*. 2023).

El almacenamiento de COS a corto o largo plazo depende de su estabilidad fisicoquímica, además de la protección ejercida por los microagregados estables del suelo. De este modo, la reserva rápida de carbono conocida como lábil da lugar a la pérdida de gran porcentaje de la biomasa inicial en 1 o 2 años después de la incorporación del carbono orgánico fresco, comportándose como un indicador de las propiedades del suelo. La reserva inmediata está compuesta por el por CO estabilizado parcialmente en superficies minerales y su tiempo de rotación varía entre 10 y 100 años. La reserva lenta o estable ingresa en un periodo de muy lenta rotación (100 a

1000 años), siendo importante en el secuestro de COS a largo plazo (Ginebra-Aguilar *et al*. 2015).

Se ha descubierto que el calentamiento global puede acelerar la mineralización de la materia orgánica y originar el incremento de las emisiones de dióxido de carbono del perfil del suelo, lo cual ocurre de manera más acelerada en las capas superiores del suelo, por tanto, es importante centrar el secuestro de CO en horizontes más profundos. La acumulación y distribución de COS en el perfil del suelo está asociada con varios factores, que incluyen el clima, la topografía, el material parental, las propiedades del suelo, la interacción con los organismos y el uso y gestión de la tierra (Tripolskaja *et al*. 2022). Bajo este contexto, el presente trabajo se planteó como objetivo evaluar las reservas de carbono orgánico de los horizontes arenosos presentes en los suelos del sistema Carrizal Chone, Manabí, Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del estudio

El presente estudio se realizó en la zona de influencia del Sistema de Riego Carrizal-Chone primera etapa (7.250 ha), ubicada en la parte central de la provincia de Manabí, República del Ecuador. Se localiza entre las coordenadas 9914673 N, 9899560 S, 603946 E y 583965 O (Figura 1). El clima de la región es tropical subhúmedo con una precipitación promedio de 999 mm en el periodo 2012-2022 y con temperaturas promedio en el mismo periodo de 26 °C.

La base cartográfica del estudio estuvo constituida por ortofotos tomadas del Google Earth y hojas cartográficas emanadas del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador. Se siguió el método genético geográfico para la selección de puntos con barrenas y toma de perfiles, en base a las variaciones de los suelos según sus factores de formación (relieve,

Figura 1. Ubicación relativa del Sistema de Riego Carrizal Chone primera etapa, Provincia de Manabí, Ecuador.

material de origen, clima, vegetación y tiempo) afectados por la actividad antrópica. Siguiendo las normas de mapeo para un mapa escala 1:25.000, se delinearon los diferentes contornos de suelos para su caracterización, para lo cual se tomaron 145 perfiles, como resultado se identificaron 75 perfiles con horizontes arenosos en suelos clasificados como Feozem flúvico, Feozem cámbico y flúvico, Cambisoles flúvicos y Fluvisoles según IUSS Working Group WRB (2015).

Caracterización del horizonte arenoso

A nivel de campo, se procedió a la descripción de los perfiles de acuerdo a la metodología USDA (Soil Survey Staff 2014), basada en los factores de formación de suelo, tomando como referencia la profundidad del horizonte arenoso, el espesor y su apariencia física. A continuación, se tomaron muestras por triplicado para determinación de la densidad de volumen (a partir de cilindros Uhland), la composición granulométrica, clase textural, materia orgánica y por cálculo reserva de carbono. Estas muestras fueron rotuladas y llevadas a laboratorio para sus respectivos análisis.

A nivel de laboratorio se determinó la textura del suelo a partir de la composición granulométrica de la muestra a través del método de la pipeta y con esos resultados la clase textural utilizando el triángulo textural (Soil Survey Staff 2014). Se consideró un horizonte arenoso aquellos que superen el 50 % de arena.

Para determinar la densidad de volumen o aparente, las muestras tomadas en campo fueron secas al horno (memmert U40) a 105 ºC por 24 h para determinar el peso seco y proceder al cálculo. La materia orgánica se determinó por el método de Walkley-Black (1934) por cada horizonte. La estimación del carbono orgánico total se realizó a partir de la siguiente formula:

$$\% CO = \% MOS / 1{,}724$$

Donde: CO = Carbono orgánico total (%)
MOS = Materia orgánica de Suelo (%).

Se empleó el factor de Van Benmelen de 1,724 que resulta de la suposición de que la materia orgánica del suelo contiene un 58 % de carbono (1/0,58 =1,724). A continuación, el contenido de la reserva de carbono en suelos se calculó con base en la ecuación propuesta por González-Molina (2008).

$$RCOS = CO\ (Da)\ Ps$$

Donde: RCOS = Reserva carbono orgánico (Mg ha^{-1})
CO= Carbono orgánico total (%)
Da= Densidad aparente (Mg m^{-3})
Ps= Espesor del horizonte (cm)

La información obtenida fue tabulada y organizada a través del programa ofimático Excel®. La variabilidad de las observaciones fue estudiada a través de estadística descriptiva considerando como descriptores las medidas de tendencia central (promedio y mediana) y de dispersión de los datos (desviación estándar y coeficiente de variación).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudios previos en la zona han permitido determinar que el tiempo de formación de los suelos es relativamente joven, ya que provienen de materiales aluviales y aluviales-deluviales del Cuaternario. El material de origen está conformada de sedimentos fluviales (aluviales) de los ríos Carrizal y Canuto desde el sureste y norte de Calceta hasta La Estancilla, con influencia deluvial de la formación geológica Onzole ubicada en la zona alta de Tosagua-Bachillero. Los órdenes de suelos predominantes los Feozems (Mollisoles) y Fluvisoles (Fluvents) y en menor proporción, los Gleysoles. En gran parte de la región estudiada, se identificó el horizonte *Cs* (*C* = sedimento fluvial; *s* = sand = arena) (Vera *et al*. 2019).

Las evaluaciones de campo arrojaron la presencia de 75 perfiles de suelos con horizonte arenoso, lo cual representa el 51,7 % de los perfiles estudiados; con clases texturales que varían desde franco arenoso (45 perfiles de suelo con 64 horizontes), a arena franca (22 perfiles de suelo con 24 horizontes *Cs*) y arenoso (8 perfiles de suelo, con 8 horizontes *Cs*). Los horizontes de textura más arenosa se encuentran principalmente en los sedimentos más recientes, situados en las terrazas aluviales.

Para efectos de análisis, los perfiles de suelo fueron clasificados según su profundidad de aparición. En el Cuadro 1 se muestran los estadísticos que describen la profundidad y el espesor de los horizontes arenosos encontrados en los 75 perfiles de suelo del sistema Carrizal – Chome. En tal sentido, se identificaron 18 perfiles donde el horizonte *Cs* apareció a una profundidad menor de 30 cm donde

el promedio fue de 28,7 cm con un coeficiente de variación (CV) de 6,37 %; 27 perfiles presentaron el horizonte *Cs* entre 30 y 60 cm, con promedio de 53,8 cm y CV de 6,18 %; 20 de los perfiles mostraron el horizonte arenoso entre 60 y 90 cm, con promedio de 86,2 cm y CV de 4,37 %; mientras que, en 10 de los perfiles se encontró el horizonte *Cs* a más de 90 cm de profundidad con un promedio de 110,4 cm y el mayor coeficiente de variación con 12,9 %.

La mayor variabilidad en el espesor del horizonte arenoso se encontró en el estrato superficial del perfil, ya que en dichos perfiles alcanza un espesor promedio de 46,7 cm con un CV de 80,4 %. En el resto de los estratos el coeficiente de variación se ubicó alrededor del 35 %. Por otro lado, el mayor espesor del horizonte *Cs* correspondió a aquellos perfiles donde se encontró a profundidades entre 30 y 60 cm, con un espesor promedio de 72,8 cm, lo cual se asocia a un evento de erosión – deposición de gran magnitud.

En el Cuadro 2 se muestran las variaciones del contenido de arena y arcilla en los horizontes *Cs* identificados en los distintos perfiles de suelo. La mayor proporción de arena en el horizonte *Cs* correspondió a los suelos donde el estrato arenoso se ubicó de manera superficial (menos de 30 cm), en los cuales se obtuvo un promedio de 81,2 % de arena, con una mediada de 84 % y un coeficiente de variación de 13 %. En los suelos donde el horizonte arenoso apareció a una profundidad mayor a 30 cm, el contenido de arena se ubicó alrededor del 65 %, con coeficientes de variación que fluctuaron entre 15 y 25 %.

En contraste, el contenido de arcilla se incrementó con la profundidad de aparición del horizonte *Cs*, con promedios de 2,5 % a profundidades menores de 30 cm y de 6,7 a 8 % en los suelos donde dicho horizonte se ubicó por debajo de los 30 cm. Cabe destacar que, para esta variable se obtuvo la mayor variabilidad con coeficientes de variación de 60 % para los horizontes superficiales y mayores de 75 % para los horizontes *Cs* más profundos.

En climas cálidos y húmedos, los horizontes arenosos que se encuentran más cerca de la superficie son más susceptibles a la erosión y la pérdida de materia orgánica, lo cual puede reducir la capacidad de los suelos

Cuadro 1. Medidas resumen para las variables profundidad y espesor del horizonte arenoso en suelos del sistema Carrizal Chone

Profundidad	N	Profundidad				Espesor			
		Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Menos de 30	18	28,70	30,00	1,83	6,37	46,67	25,00	37,53	80,42
30 a 60	27	53,80	54,50	3,33	6,18	72,76	72,00	24,45	33,61
60 a 90	20	86,20	87,00	3,77	4,37	51,80	56,50	18,92	36,52
Más de 90	10	110,40	104,50	14,21	12,88	39,60	45,50	14,21	35,89

Cuadro 2. Medidas resumen para las variables contenido de arena y de arcilla del horizonte arenoso en suelos del sistema Carrizal Chone.

Profundidad	**N**	**Arena (%)**				**Arcilla (%)**			
		Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Menos de 30	18	81,17	84,00	10,54	12,99	2,53	3,20	1,51	59,78
30 a 60	27	63,63	64,00	15,74	24,73	6,78	4,80	5,44	80,26
60 a 90	20	65,25	64,50	10,92	16,74	6,72	4,80	5,72	85,12
Más de 90	10	66,40	63,50	10,30	15,51	8,00	8,40	5,97	74,68

para capturar carbono. En general, la relación entre la captura de carbono y la profundidad del suelo no es lineal. La captura de carbono aumenta rápidamente en las capas superiores del suelo, pero luego se ralentiza a medida que la profundidad aumenta. Esto se debe a que la materia orgánica es más susceptible a la descomposición en las capas superiores del suelo, donde hay más oxígeno y otros factores que pueden acelerar la descomposición.

La presencia de los horizontes arenosos ocurre, en mayor proporción, en la cuenca baja del río Carrizal, como consecuencia de los procesos de inundación que transportan sedimentos fluviales, que incluyen arena, a los horizontes inferiores del suelo, estando en la superficie la arcilla que es la partícula más pequeña, luego de este proceso natural por acción de las lluvias y un adecuado drenaje las partículas de arcillas son transportadas hacia abajo proceso denominado iluviación lo cual explica el aumento del promedio de arcillas en los horizontes a medida que aumenta la profundidad.

Huang y Hartemink (12) consideran que los suelos arenosos son más sensibles al cambio climático y a las actividades antrópicas en comparación con otros, y debido al crecimiento demográfico y la urbanización, se han utilizado ampliamente en el suministro de alimentos y otros productos y servicios para la sociedad. La fragilidad de los arenales, debido a las características morfogenéticas del suelo donde se presentan los procesos de barrancos y cárcavas, condiciona un alto riesgo de degradación del paisaje por la ocupación del suelo por cultivos y forestación (Searchinger *et al*. 2018).

En relación a las reservas de carbono orgánico, se obtuvo un promedio de 0,15 t.ha^{-1} en los horizontes *Cs* ubicados a menos de 30 cm de profundidad, 1,40 t.ha^{-1} de CO para horizontes ubicados entre 30 y 60 cm, 0,34 t.ha^{-1} para aquellos ubicados entre 60 y 90 cm, y promedios de 0,26 t.ha^{-1} de CO para horizontes *Cs* ubicados por debajo de 90 cm de profundidad (Cuadro 3). En todos los casos, los altos coeficientes de variación (superiores a 65 %), indican una gran variabilidad en las reservas de carbono en el suelo, siendo el caso más crítico el de los horizontes encontrados a profundidades de 30 a 60 cm, donde el coeficiente de variación alcanzó una proporción de 315 %.

Las reservas de carbono orgánico en el perfil mantuvieron la misma tendencia que las reservas en el horizonte *Cs*, con menores proporciones en horizontes ubicados superficialmente, en los cuales se obtuvo un promedio de 6,8 t.ha^{-1} y la mayor variabilidad debido a un CV de 122,5 %. Las mayores reservas de CO en el perfil (15,1 t.ha^{-1}) se obtuvo en suelos donde el horizonte *Cs* se ubicó entre 30 y 60 cm de profundidad, seguido de los suelos donde el horizonte arenoso se encuentra de 60 a 90 cm y más de 90 cm de profundidad, con 12 y 9,5 t.ha^{-1}, respectivamente; para dichos perfiles de suelo, los coeficientes de variación fluctuaron entre 57 y 69 % (Cuadro 3).

Wiesmeier *et al*. (2019) afirman que existen múltiples factores ambientales que afectan las reservas espaciales y temporales del carbono orgánico en el suelo, como las condiciones hidroclimáticas, la vegetación, la elevación, la topografía, la pendiente, la exposición, el material parental e incluso los diferentes procesos de formación del suelo.

Cuadro 3. Medidas resumen para las variables reserva de carbono en el horizonte arenoso y en el perfil de suelos del sistema Carrizal Chone.

Profundidad	N	RCO en el horizonte Cs (t.ha^{-1})				RCO en el perfil (t.ha^{-1})			
		Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación	Promedio	Mediana	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Menos de 30	18	0,15	0,08	0,14	91,72	6,83	2,00	8,37	122,51
30 a 60	27	1,40	0,26	4,41	314,56	15,14	11,00	10,43	68,88
60 a 90	20	0,34	0,26	0,22	65,92	11,98	9,00	8,08	67,44
Más de 90	10	0,26	0,28	0,17	66,47	9,50	10,50	5,42	57,06

Feller (1995) informó que la distribución del CO varió con la textura del suelo, ya que en suelos arenosos a arenosos-arcillosos de África occidental, las fracciones 20-2000 µm y 0-2 µm representan el 30 y el 36 % del carbono total del suelo, respectivamente, mientras que en los suelos arcillosos representan el 17 y el 58 % del carbono total del suelo, respectivamente.

Las perturbaciones antropogénicas (deforestación, cambio de uso de suelo, alteración de patrones hidrológicos) tienen gran impacto en las reservas de carbono, y hay evidencia clara de que la degradación de suelos en ecosistemas frágiles reduce en gran medida los contenidos de CO y aumenta las emisiones de CO_2 (Norton *et al*. 2011; De Carlo *et al*. 2019).

Por su parte, Srank y Simansky (2020) afirman que las reservas de CO en los suelos cultivables se pueden aumentar aplicando varios tipos de fertilizantes orgánicos (estiércol, biocarbón, abono verde) o minimizando la labranza; la aplicación de diferentes prácticas agronómicas pueden afectar la acumulación de CO, dependiendo de la tasa de mineralización de carbono, la cantidad y etapa de descomposición de los residuos vegetales y las adiciones de insumos orgánicos agregados, así como también, la conversión del uso de la tierra cultivable a otro tipo puede afectar las reservas de COS de manera diferente.

En el caso particular del ecosistema de la llanura Carrizal-Chone (Ecuador), Hernández-Jiménez *et al*. (2023) reportaron degradación de las propiedades físicas de suelos Feozem flúvico y cámbico, principalmente en el horizonte superior húmico acumulativo, debido al uso agrícola continuo y a la utilización de prácticas inadecuadas que condujeron a pérdidas de la condición de horizonte mólico.

Sandoval-Aparicio *et al*. (2022) encontraron que, en los suelos ribereños, la mayor acumulación de CO ocurre en los horizontes superficiales (54,8 % ± 22,8 %), en donde incorporación de la materia orgánica autóctona es el proceso más importante debido a la conservación de la vegetación; mientras que los horizontes enterrados y los depósitos de sedimentos contienen una porción importante del CO total del perfil (20,0 % ± 8,37 % y 10,04 % ± 9,53 %, respectivamente).

En la Reserva de la Biosfera Los Volcanes (México) se encontró que la diferencia de la reserva de carbono orgánico de los Fluvisoles entre las capas de 0-30 cm y 0-50 cm era relativamente baja, lo cual se atribuyó a capas de arena de 30-40 cm presentes en los primeros 50 cm de la parte superior del perfil, los cuales tienen poca capacidad de captación de carbono en el suelo; en contraste, la diferencia del contenido de CO entre 50-100 cm en estos suelos es muy alto, debido a la presencia de horizontes A enterrados en estos Fluvisoles (Sandoval-Aparicio *et al*. 2022).

Estudios realizados por Ricker *et al*. (2012) en cuencas agrícolas con suelos aluviales profundos han reportado aportes importantes de CO mediante procesos de erosión – sedimentación (enterramiento). Similarmente, otras investigaciones reportaron más de 50 % del total del CO del suelo se almacenaba por debajo de 30 cm (Ricker *et al*. 2013) e incluso se encontraron horizontes enterrados ricos en C por debajo de 1,5 m (Blazejewski *et al*. 2009).

La transferencia de carbono orgánico a horizontes más profundos del suelo está relacionada con la lixiviación de compuestos orgánicos móviles de las capas superiores; dependiendo del suelo, las condiciones climáticas y las medidas agrotécnicas, la lixiviación de carbono orgánico puede variar de 8 a 10 $kg.ha^{-1}.año^{-1}$ hasta 170 a 310 $kg.ha^{-1}.año^{-1}$ (Watkins *et al*. 2019). Cuando el CO se transporta a horizontes más profundos del suelo, el carbono orgánico contribuye al almacenamiento de carbono en el subsuelo y a la estabilidad de las sustancias húmicas.

Las prácticas de gestión de la tierra alteran las trayectorias hidrológicas y la dinámica del ciclo del carbono orgánico en las cuencas agrícolas. Los sistemas de cultivo intensivo son más propensos a la erosión superficial del suelo, particularmente en cuencas irrigadas, donde el transporte de sedimentos desde los campos al agua superficial promueve la solubilización de la materia orgánica (Spencer *et al*. 2019).

Para el proyecto de riego del sistema Carrizal – Chome, se puede esperar que las variaciones inducidas por el riego en el ciclo del C del suelo sean diferentes dependiendo de los efectos de las nuevas prácticas de manejo del agua y del suelo sobre los aportes y los mecanismos de estabilización del carbono en el suelo, así como la interacción crítica de las características físico-químicas del suelo y la naturaleza de la fase mineral del suelo con ellas, lo cual ha sido documentado en varias investigaciones (Zhou *et al*. 2016, Vázquez *et al*. 2020).

CONCLUSIONES

El 51,7 % de los perfiles de suelos estudiados (75 perfiles) presentaron un horizonte arenoso Cs, el cual se encuentra, en mayor proporción, entre 30 y 90 cm de profundidad con 62,6 % de los horizontes.

La mayor reserva de carbono orgánico en el horizonte *Cs* correspondió a los ubicados entre 30 y 60 cm de profundidad con 6,8 $t.ha^{-1}$, el cual tiene el mayor espesor en el perfil de suelo con un promedio 72,8 cm y está asociado a un gran evento de erosión – deposición ocurrido en el Cuaternario.

LITERATURA CITADA

Blazejewski, GA; Stolt, MH; Gold, AJ; Gurwick, N; Groffman, PM. 2009. Spatial distribution of carbon in the subsurface of riparian zones. Soil Science Society of America Journal, 73(5): 1733-1740. doi: 10.2136/sssaj2007.0386

De Carlo, ND; Oelbermann, M; Gordon, AM. 2019. Carbon dioxide emissions: Spatiotemporal variation in a young and mature riparian forest. Ecological Engineering 138: 353-361. doi: 10.1016/j.ecoleng.2019.07.036

Feller, C. 1995. La matière organique dans les sols tropicaux à argile 1:1. Recherche de compartiments fonctionnels. Une approche granulométrique. Collection TDM, vol. 144, ORSTOM, Paris. 218 p.

Ginebra-Aguilar, M; Rodríguez Alfaro, M; Calero Martin, B; Ponce de León, D; Font Vila, L. 2015. Carbono lábil como un indicador de cambios en dos suelos bajo diferentes usos. Cultivos Tropicales, 36(3): 64-70. https://bit.ly/3GZ1Ig4

González-Molina, L; Etchevers-Barra, JD; Hidalgo-Moreno, C. 2008. Carbono en suelos de ladera: factores que deben considerarse para determinar su cambio en el tiempo. Agrociencia, 42(7): 741-751. https://bit.ly/487H6Oy

Hernández-Jiménez, A; García-Arteaga, DJ; Cabrera-Rodríguez, A; Vera-Macías, LR; Guzmán-Cedeño, AM. 2023. Cambios en las propiedades físicas de un suelo Feozem flúvico cámbico por el uso agrícola. Cultivos Tropicales 44(3): cu-id. https://bit.ly/4av6aRn

Huang, J; Hartemink, AE. 2020. Soil and environmental issues in sandy soils. Earth-Science Reviews 208: 103295. doi: 10.1016/j.earscirev.2020.103295

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). 2014. Encuesta de superficie y Producción Agropecuaria Continua. INEC. Quito, Ecuador.

Instituto para la Innovación Tecnológica en Agricultura (INTAGRI). 2017. Propiedades Físicas del Suelo y el Crecimiento de las Plantas. Serie Suelos. Núm. 29. Artículos Técnicos de INTAGRI. México. 5 p

IUSS Working Group WRB. 2015. Base referencial mundial del recurso suelo. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma. 218 p. https://bit.ly/3txsDfK

Marzouk, SH; Tindwa, HJ; Massawe, BH; Amuri, NA; Semoka, JM. 2023. Pedological characterization and soil fertility assessment of the selected rice irrigation schemes, Tanzania. Frontiers in Soil Science, 3: 1171849. doi: 10.3389/fsoil.2023.1171849

Mechri, M; Bouajila, K; Ziadi, N; Raza, T; Beltayef, H; Eash, NS; Jedidi, N; Gharbi, A; Hashem, A; Abd, EF. 2023. Soil Aggregation and Associated Organic Carbon and Total Nitrogen in a Sandy Loam Soil under Long-Term Tillage Effects. Agronomy, 13(10): 2520. doi: 10.3390/agronomy13102520

Mesías-Gallo, FW; Hernández-Jiménez, A; Vera-Macías, LR; Guzmán-Cedeño, AM; Cedeño-Sacón, ÁF; Ormaza-Cedeño, KP; López-Alava, GA. 2018. Reservas de carbono orgánico en suelos de la llanura fluvial Calceta-Tosagua, Manabí, Ecuador. Cultivos Tropicales, 39(4), 27-33. https://bit.ly/3TBrXRj

Norton, JB; Jungst, LJ; Norton, U; Olsen, HR; Tate, KW; Horwath, WR. 2011. Soil carbon and nitrogen storage in upper montane riparian meadows. Ecosystems, 14(8): 1217-1231. doi: 10.1007/s10021-011-9477-z

Ricker, MC; Donohue, SW; Stolt, MH; Zavada, MS. 2012. Development and application of multiproxy indices of land use change for riparian soils in southern New England, USA. Ecological Applications *22*(2): 487-501. doi: 10.1890/11-1640.1

Ricker, MC; Stolt, MH; Donohue, SW; Blazejewski, GA; Zavada, MS. 2013. Soil organic carbon pools in riparian landscapes of southern New England. Soil Science Society of America Journal, 77(3): 1070-1079. doi: 10.2136/sssaj2012.0297

Rosales-Naranjo, L; Pérez-Rodríguez, M; Herrera-Puebla, J; González-Rodríguez, JA; Cid-Lazo, G. 2020. Efecto del manejo del suelo sobre la infiltración en un suelo Ferralítico Rojo compactado. Revista Ingeniería Agrícola, 10(4): 20-30. https://bit.ly/3RV84Dt

Sandoval-Aparicio, JC; Gutiérrez Castorena, M; Cruz Flores, G; Ortiz Solorio, CA. 2022. Reservas de carbono y micromorfología de la materia orgánica en suelos ribereños en tres ecosistemas de alta montaña: volcán Iztaccíhuatl. Madera y Bosques 28(2). doi: 10.21829/myb.2022.2822469

Searchinger, TD; Wirsenius, S; Beringer, T; Dumas, P. 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. Nature 564: 249–253. doi: 10.1038/s41586-018-0757-z

Soil Survey Staff. 2014. Claves para la Taxonomía de Suelos. Versión en español. Oncena edición. USDA, 392 p.

Spencer, RG; Kellerman, AM; Podgorski, DC; Macedo, MN; Jankowski, K; Nunes, D; Neill, C. 2019. Identifying the molecular signatures of agricultural expansion in Amazonian headwater streams. Journal of Geophysical Research Biogeosciences 124 (6): 1637–1650. doi: 10.1029/2018JG004910.

Srank, D; Simansky, V. 2020. Differences in soil organic matter and humus of sandy soil after application of biochar substrates and combination of biochar substrates with mineral fertilizers. Acta Fytotechn Zootechn 23: 117–124. doi: 10.15414/afz.2020.23.03.117-124

Tripolskaja, L; Kazlauskaite-Jadzevice, A; Baksiene, E; Razukas, A. 2022. Changes in organic carbon in mineral topsoil of a formerly cultivated Arenosol under different land uses in Lithuania. Agriculture, 12(4), 488. doi: 10.3390/agriculture12040488

Vázquez E, Benito M, Espejo R, Teutscherova N. Response of soil properties and microbial indicators to land use change in an acid soil under Mediterranean conditions. Catena. (2020). 189:104486. doi: 10.1016/j.catena.2020.104486

Vera Macías, A; Hernández Jiménez, A; Mesías Gallo, FW, Cedeño Sacón, AF; Guzmán Cedeño, AM. 2019: Características de los suelos en las llanuras del Sistema Carrizal-Chone, Manabí, Ecuador. Revista Cultivos Tropicales, Volumen 40, No. 2. https://bit.ly/3RvCKd2

Vera Macías, LR; Mesías Gallo, FW; Cedeño Sacón, AF; Guzmán Cedeño, AM; Hernández Jiménez, A; Zambrano Pasmiño, DE. 2017. Aportes al conocimiento edafológico para lograr la agricultura sostenible del Sistema Carrizal-Chone. 1ra. Edición. Editorial Humus. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí. Calceta, Ecuador. ISBN: 974-9942-773-04. 187 p.

Walkley, A; Black, IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Sci. 63:251-263. doi: 10.1097/00010694-193401000-00003

Watkins, M.D.; Hulugalle, N.R.;Weaver, T.B.; Finlay, L.A.; McCorkell, B.E. Leaching of dissolved organic carbon and nitrogen under cotton farming systems in a Vertisol. Soil Use Manag. 2019, 35, 443–452. doi: 10.1111/sum.12510

Wiesmeier, M; Urbanski, L; Hobley, E; Lang, B; Von Lützow, M; Marin-Spiotta, E; Van-Wesemael, B; Rabot, E; Lieb, M; Garcia-Franco, N; Wollschläger, U; Vogel, HJ; Kögel-Knabner, I. 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333: 149-162. doi: 10.1016/j.geoderma.2018.07.026

Zhou, X; Zhou, L; Nie, Y; Fu, Y; Du, Z; Shao, J; Zheng, Z; Wang, X. 2016. Similar responses of soil carbon storage to drought and irrigation in terrestrial ecosystems but with contrasting mechanisms: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 228: 70-81. doi: 10.1016/j.agee.2016.04.030

Eficiencia de microorganismos y filtros de zeolita en la remoción de metales pesados en aguas de la microcuenca del Río Carrizal, Ecuador

Leonel Rolando Lucas Vidal[1], Oscar Tinoco Gómez[2], Ángela Lorena Carreño Mendoza[3]

[1] Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Cercado de Lima 15081, Perú. leonel.lucas@unmsm.edu.pe; [2] Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Cercado de Lima 15081, Perú. otinocog@gmail.com; [3] Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo, Manabí, Ecuador, angela.carreno@utm.edu.ec

RESUMEN

Con el fin de evaluar la eficiencia de remoción de metales pesados en aguas de consumo humano, se colectaron muestras en vertientes, tanques y a nivel de consumo, en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, parroquia Quiroga, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. Se evaluaron cinco tratamientos: incubada con 5 mL.L^{-1} de microorganismos eficaces (EM•1®) filtrada en zeolita cubana; 5 mL.L^{-1} de EM•1® filtrada en zeolita ecuatoriana, y tres dosis de microrganismos autóctonos (5; 10 y 15 mL.L^{-1}). Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones y se realizaron análisis de varianza. Las comparaciones de tratamientos se efectuaron a través de contrastes ortogonales y para determinar su significancia se empleó la prueba de F a 5 % de probabilidad. Siguiendo las metodologías estandarizadas APHA, AWWA y WPCF, se evaluaron los tenores de cobalto, hierro, manganeso, cobre, plomo y cromo en el Laboratorio de Análisis Químicas de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí. Los tenores de Fe y Co se mantuvieron dentro de los valores permisibles estipulados en normas ecuatorianas. Los tenores de Mn, Cu y Cr necesitaron tratamientos de depuración. Ninguno de los tratamientos redujo los niveles Pb a límites permisibles. Independiente de la localidad y de la fuente de agua evaluada, se obtuvo una remoción importante en los tenores de metales pesados cuando se utilizan microorganismos autóctonos en la dosis de 15 mL.L^{-1} o cuando se emplea microorganismos eficientes (EM•1®) combinados con filtros de zeolita ecuatoriana.

Palabras Claves: Plomo, cromo, cobre, microorganismos autóctonos, microorganismos eficaces.

Efficiency of microorganisms and zeolite filters in the removal of heavy metals in waters of the Carrizal River micro-basin, Ecuador

ABSTRACT

In order to evaluate the removal efficiency of heavy metals in water for human consumption, samples were collected in slopes, tanks and at consumption level, in the localities of Severino, Julián and Balsa en Medio, Quiroga parish, Bolívar canton, province of Manabi, Ecuador. Five treatments were evaluated: incubated with 5 mL.L^{-1} of effective microorganisms (EM•1®) filtered in Cuban zeolite; 5 mL.L^{-1} of EM•1® filtered in Ecuadorian zeolite, and three doses of native microorganisms (5; 10 and 15 mL.L^{-1}). The experimental design used was randomized block, with four repetitions. Analysis of variance was performed. Treatment comparisons were made through orthogonal contrasts and to determine their significance, the F test at 5 % probability was used. Following the standardized APHA, AWWA and WPCF methodologies, the contents of cobalt, iron, manganese, copper, lead and chromium were evaluated in the Chemical Analysis Laboratory of the Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí. The Fe and Co contents remained within the permissible values stipulated in Ecuadorian standards. The contents of Mn, Cu and Cr required purification treatments. None of the treatments reduced Pb levels to permissible limits. Regardless of the locality and the water source evaluated, a significant removal of heavy metal content was obtained when native microorganisms were used at a dose of 15 mL.L^{-1} or when efficient microorganisms (EM•1®) were used. combined with Ecuadorian zeolite filters.

Key words: Lead, chromium, copper, autochthonous microorganisms, effective microorganisms.

Recibido: 16/09/2022 - Aprobado: 17/12/2022

INTRODUCCIÓN

La calidad saludable del agua es esencial para la producción agrícola sostenible, la salud humana y la estabilidad del hábitat ecológico (Samways 2022). La disponibilidad y calidad de los recursos hídricos están explícitamente indicados dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de Naciones Unidas (Huang *et al*. 2021); por lo tanto, el deterioro de la calidad del agua superficial se ha convertido en un problema ambiental global.

Los metales pesados están considerados dentro de los residuos que representan mayor riesgo para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas, debido a su toxicidad a bajas concentraciones ya que son bioacumulables y no biodegradables. Burakov *et al*. (2018) señalan que la presencia de metales pesados en aguas puede ser de origen natural, donde se incluye la erosión del suelo, actividades volcánicas, erosión de rocas y minerales; como también puede ser de origen antropogénico, el cual comprende el procesamiento de minerales, combustión de combustible, escorrentías, vertederos, actividades agrícolas y actividades industriales (minería, fabricación de placas impresas, acabado de metales y chapado, fabricación de semiconductores, tintes textiles, entre otros).

Debido a la estabilidad, alta solubilidad y actividad de migración de metales pesados en medios acuosos, los efluentes de aguas residuales contaminados con metales no tratados o tratados inadecuadamente causan una variedad de impactos ambientales y de salud cuando se liberan en cuerpos de agua (Akpor *et al*. 2014).

Las medidas de saneamiento han hecho énfasis en la eliminación controlada de agua contaminada, su tratamiento y a mantener alta calidad de agua para consumo (Afzal 2006). Desde la visión clásica de la salud pública se busca evitar, controlar o minimizar la presencia de contaminantes químicos y biológicos para prevenir enfermedades. Sin embargo, las exposiciones ambientales, subagudas y de largo plazo que son más difíciles de detectar y cuantificar pueden darse vía ingesta de agua o consumo de productos obtenidos en ecosistemas acuáticos contaminados.

Desde la perspectiva de salud ambiental, la mayoría de normativas ambientales parten de niveles "aceptables" de contaminación que una vez superados deben ser minimizados por medio de procesos tecnológicos como los sistemas de tratamiento. Se asume que los ecosistemas son sumideros capaces de absorber, transformar, degradar o atenuar los contaminantes y la fisiología de los organismos adaptable a las consecuencias deletéreas por debajo de los umbrales establecidos de toxicidad (Espinoza 2018).

Muchos metales y metaloides son esenciales para la biota y juegan un papel fundamental en el metabolismo normal de los organismos como por ejemplo Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Se y Zn, de los cuales según la concentración en el ambiente pueden tener efecto toxicológico, Cu, Zn y Se. Existen además otros metales no esenciales como Cd, Hg, Pb y Sn, los cuales no tiene función bioquímica conocida y generan alta toxicidad a la mayoría de seres vivos (Díaz-Báez *et al*. 2002).

Los metales pesados son absorbidos por las plantas, entrando en los cuerpos animal y humano a través de las cadenas alimenticias y afectando negativamente su salud y actividad vital (Barakat 2011; Akpor *et al*. 2014; Harvey *et al*. 2015). Debido a la complejidad de valorar todos los productos químicos tóxicos en todas las especies biológicas o genotipos dentro de cada ecosistema, las interacciones entre éstos y con otros factores que modifican el comportamiento de las sustancias químicas en el entorno, no se puede predecir el impacto de la presencia de metales pesados en las comunidades receptoras (Vindimian 2013).

Los metales pesados se pueden eliminar de medios acuosos usando varios métodos convencionales tales como precipitación química, extracción por solvente, filtración por membrana, intercambio iónico, eliminación electroquímica, coagulación, etc. Sin embargo, estas técnicas tienen algunas desventajas tales como eliminación incompleta, requerimientos energéticos elevados, generación de lodos tóxicos, baja eficiencia, condiciones operativas sensibles y altos costos (Eccles 1999; Barakat 2011).

Para superar estos inconvenientes, se han propuesto enfoques destinados a desarrollar métodos más baratos, la mayoría de ellos se basa en el uso de procesos de adsorción y biosorción, debido a su impacto sobre el transporte, la toxicidad y la disponibilidad biológica de metales pesadosen medios acuosos, además, son de fácil operación y relativamente económicos (Leung *et al*. 2000; Coelho *et al*. 2014; Santhosh *et al*. 2016).

Las zeolitas están entre los mejores adsorbentes para la eliminación de iones de metales pesados, ya que se componen de minerales de aluminosilicatos hidratados hechos a partir de los restos tetraédricos de alúmina (AlO_4) y sílice (SiO_4) (Choi *et al*. 2016). Las zeolitas tienen buenas propiedades de intercambio iónico, una gran área superficial y un carácter hidrofílico, lo que las hace adecuadas para extraer metales pesados de los efluentes de aguas residuales.

Por otro lado, la eliminación microbiana de iones metálicos de aguas residuales se ha considerado altamente eficiente. Se ha estudiado la biosorción de metales pesados en soluciones acuosas por medio de bacterias como:*Bacillus cereus* (Pan *et al*. 2007), *Escherichia coli* (Souiri *et al*. 2009; Quintelas *et al*. 2009), *Pseudomonas aeruginosa* (Gabr *et al*. 2008; Tuzen *et al*. 2008), entre otras. En estos trabajos, se encontró que la capacidad máxima de adsorción era de aproximadamente 70-123 mg/g (por ejemplo, en el caso de Pb^{+2} y Ni^{+2}), y el proceso de adsorción se describió con éxito mediante los modelos de isotermas Langmuir y Freundlich.

Los biosorbentes de hongos incluyen *Aspergillus niger* (Amini *et al*. 2009; Tsekova *et al*. 2010), *Rhizopus arrhizus* (Aksu y Balibek 2007; Bahadir *et al*. 2007), *Saccharomyces cerevisiae* (Chen y Wang 2008; Cojocaru *et al*. 2009). *Lentinus edodes* (Bayramoglu y Arıca 2008), entre otros. Hay una serie de trabajos dedicados a la eliminación de metales pesados utilizando la biomasa de *Rhizopus*. Bhainsa y D'Souza (2008) estudiaron la eliminación de Cu2 + usando biomasa de *Rhizopusoryzae* tratada con NaOH en un reactor discontinuo. La capacidad máxima de Cu^{+2} de la biomasa viable y pretratada fue de 19.4 y 43.7 mg/g, respectivamente. Los biosorbentes son característicos de fuentes amplias, de bajo costo y adsorción rápida.

En tal sentido, el presente trabajo tiene como objetivo evaluar la eficiencia en la remoción de metales pesado a partir de tres fuentes de agua con fines de consumo humano provenientes de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio ubicadas en la parroquia Quiroga, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador, utilizando microorganismos y filtros de zeolitas como estrategias de depuración.

MATERIALES Y METODOS

Ubicación del estudio

El estudio se desarrolló en las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, ubicadas en la parroquia Quiroga; cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. Estas localidades se encuentran en la microcuenca alta del río Carrizal, comprendida entre las coordenadas 14'15.04"S, 7952'11.79''W, la cual cubre un área de aproximadamente 1.390 Km^2. Se encuentra asentada en la provincia de Manabí y limita al norte con las cuencas del Río Briceño y Río Jama al sur con las cuencas del Río Portoviejo y Río Guayas, al este con el océano pacífico, la cuenca del Estero Pajonal y al oeste con la cuenca del Río Guayas (Muñoz *et al* 2009).

Recolección de muestras

Se tomaron muestras de agua en envases de 5 L provenientes de vertientes, aguas albarradas o tanques y grifos de las viviendas de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio. La obtención y transporte se realizó teniendo en cuenta las recomendaciones de Awwa (1998). Los ensayos referentes a los tratamientos de remoción de contaminantes de las muestras se realizaron en el Laboratorio de Evaluaciones Ambientales de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ubicada en Manabí, Bolívar, Calceta, Provincia de Manabí, República del Ecuador.

Tratamientos realizados al agua muestreada

Producto comercial EM•1® (Microorganismos eficaces)

Para activar la formulación comercial se siguieron las instrucciones indicadas por el proveedor, contenidas en la etiqueta del producto y se utilizaron las dosis recomendadas por el fabricante. Las muestras de agua provenientes de vertientes, albarradas o tanques y grifos de las viviendas de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio consistieron de 5 L de agua, incubadas con EM•1® en la concentración de 5 $mL.L^{-1}$ durante 2 h y posteriormente pasadas por filtros constituidos por capas de 5 cm de zeolita de origen cubano y ecuatoriano, según el tratamiento, contenidas en columnas de filtración.

Microorganismos autóctonos

Los microorganismos autóctonos fueron extraídos del mucilago del cacao (*Saccharomices cereviceae*), mucosa del intestino delgado de aves ponedoras (*Bacillus spp*) y de camarón marino (*Lactobacillus spp*.) a través de fermentación. Posteriormente se realizó el coctel utilizando como medio agua destilada y melaza al 5 % para activarlos, se obtuvieron biopreparados para un litro con la concentración de *Lactobacillus* spp $1,8*10^9$ UFC.mL^{-1} de *Bacillus* spp $1,2*10^9$ UFC.mL^{-1} y *Sacharomiceae cereviceae* de $4,3*0^8$ UFC.mL^{-1}.

De las muestras de agua provenientes de vertientes, albarradas o tanques y grifos de las viviendas de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio se tomaron alícuotas de 5 L de agua que fueron incubadas por 2 horas con las dosis de 5, 10 y 15 mL.L^{-1} de los organismos autóctonos, respectivamente. Finalizado el periodo de incubación, se tomaron muestras para los respectivos análisis físico-químicos.

En los análisis de las muestras de aguas tanto las tratadas con el EM•1® y filtradas en las zeolitas cubana y ecuatoriana de manera independiente, así como también las tratadas con los organismos autóctonos se cuantificaron las concentraciones de los siguientes metales: hierro, manganeso, cobre, plomo (total) cobalto y cromo hexavalente. Las mencionadas determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Análisis Químicas de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ubicada en Manabí, Bolívar, Calceta. Los procedimientos analíticos empleados corresponden a las metodologías APHA, AWWA y WPCF (2012).

Tratamientos evaluados y diseño experimental

Las muestras de agua de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, tomadas en la vertiente, del tanque o de los grifos de las casas, recibieron los siguientes tratamientos: 1- Incubada con EM•1® a 5 mL.L^{-1} y filtrada en zeolita cubana; 2- Incubada con EM•1® a 5 mL.L^{-1} y filtrada en zeolita ecuatoriana; 3- Incubada con 5 mL.L^{-1}; 4- 10 mL.L^{-1} y 5- 15 mL.L^{-1} de microrganismos autóctonos, respectivamente.

Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones. Previo al análisis de varianza (ANAVA), los valores de las características determinadas en las muestras de agua fueron examinados por las pruebas de normalidad de Wilk-Shapiro y la de homogeneidad de varianza de Bartlett por el ASSISTAT (Silva y Azevedo 2016), y los análisis de varianza se realizaron con el software InfoStat (Di Renzo *et al*. 2016). Por la naturaleza estructurada de los tratamientos, las comparaciones entre ellos se efectuaron por contrastes ortogonales y para determinar su significancia se empleó la prueba de F a 5 % de probabilidad (Silva-Acuña *et al*. 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es bien conocido que los metales pesados, elementos de alto peso molecular, generan toxicidad y tendencia a bioacumularse en la cadena alimenticia a bajas concentraciones, provocando daños a los animales, plantas y por consiguiente, a la salud humana. Bajo las condiciones de esta investigación, los tenores de los elementos cobalto e hierro obtenidos se mantuvieron dentro de los valores permisibles estipulados en las normas ecuatorianas NTE INEN 1108 (2014) y NTE INEN 2200 (2017) que rigen la calidad del agua potable y del agua purificada envasada, respectivamente.

Sadyrbaeva (2014) señala que el cobalto se usa en baterías de litio y en la galvanoplastia, los compuestos de cobalto se utilizan como catalizadores industriales y dan color azul al vidrio, la cerámica, las pinturas y los barnices. El cobalto también es esencial para muchas criaturas vivas y es un componente de la vitamina B12. El cobalto se usa en muchos procesos industriales, por lo que su recuperación de los efluentes y aguas residuales tiene un valor práctico.

La Figura 1 muestra el comportamiento de las concentraciones de cobalto en las tres fuentes de agua muestreadas en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio. Luego de la aplicación de los distintos tratamientos, se obtuvieron rangos de variación de 0,10 a 0,15 mg.L^{-1}, con muy pocas variaciones en las diferentes localidades, y sin influencia de las fuentes de agua muestreadas. Resultados similares fueron reportados por Ávila *et al*. (2021) para las aguas superficiales del Río Yamanigüey, con valores máximos de 0.03 mg.L^{-1} y un promedio general de 0.01 mg.L^{-1}.

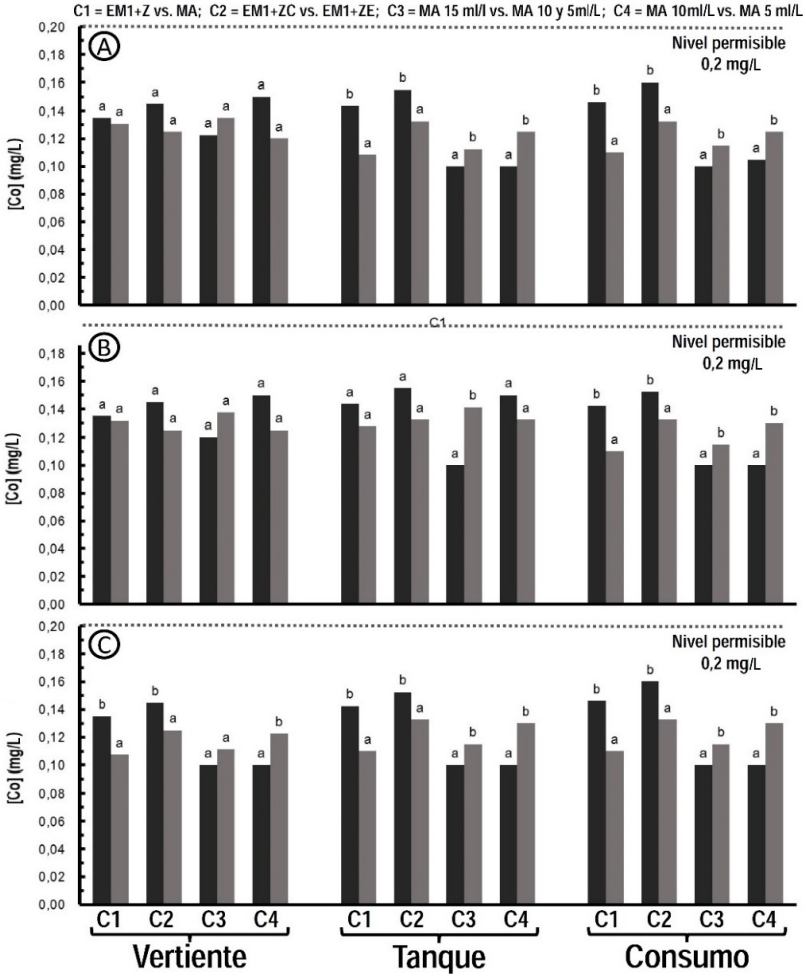
C1 = EM1+Z vs. MA; C2 = EM1+ZC vs. EM1+ZE; C3 = MA 15 ml/l vs. MA 10 y 5ml/L; C4 = MA 10ml/L vs. MA 5 ml/L
A
B
C
Nivel permisible
0,2 mg/L
[Co] (mg/L)
C1 C2 C3 C4
Vertiente
Tanque
Consumo

Figura 1. Promedio de contrastes para la variable cobalto en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

A pesar que no se necesita corrección de los tenores de cobalto, la utilización de zeolita ecuatoriana resultó con igual eficiencia que la utilización de microorganismos autóctonos, en sus diferentes dosis y su eficiencia fue más notoria en la localidad de Balsa en Medio, independientemente de la fuente de variación muestreada. Erdem *et al.* (2004) estudiando la adsorción de la zeolita clinoptilolita, predominante en la zeolita cubana, constataron que la adsorción depende de la densidad de carga y del diámetro del ion hidratado, y obtuvieron una secuencia de selectividad en el siguiente orden: $Co^{+2} > Cu^{+2} > Zn^{+2} > Mn^{+2}$.

La concentración de hierro en aguas superficiales tiende a ser menor que en las aguas subterráneas anaerobias, en las cuales puede haber concentraciones altas de hierro ferroso sin que se manifieste alteración alguna del color ni turbidez al bombearla directamente desde un pozo; sin embargo, al entrar en contacto con la atmósfera, el hierro ferroso se oxida a férrico, tiñendo el agua de un color marrón rojizo no deseable. El hierro también potencia la proliferación de bacterias ferruginosas, que obtienen su energía de la oxidación del hierro ferroso a férrico y que, en su actividad, depositan una capa viscosa en las tuberías (OMS 2006).

La Figura 2 resume el comportamiento de los niveles de hierro en las localidades evaluadas a nivel de vertiente, tanque y fuente de consumo. La OMS (2006) señala que tenores de hierro por encima de 0,3 mg.L^{-1}, provocan manchas en la ropa lavada y los accesorios de fontanería. Por lo general, no se aprecia ningún sabor en aguas con concentraciones de hierro menores que 0,3 mg.L^{-1}, aunque pueden aparecer turbidez y coloración.

Los tenores de Fe obtenidos fluctuaron entre 0,04 y 0,26 mg.L^{-1}, muy similar para todas las localidades independientemente de la fuente muestreada; mientras que los tenores de Mn se mantuvieron en un rango de 0,04 a 0,83 mg.L^{-1} con orden decreciente de las localidades Severino > Julián > Balsa en Medio.

En el caso de las aguas del Río Yamanigüey, Perú, los niveles promedio de manganeso fueron de 0,01 mg.L^{-1}, con fluctuaciones entre 0,00 mg.L^{-1} – 0,02 mg.L^{-1} (Ávila *et al*. 2021).

Cuchimaque *et al.* (2016) afirman que la presencia de Fe y Mn en el agua potable causa problemas estéticos, así como de operación y mantenimiento de los sistemas de abastecimiento, ya que se forman precipitados de Fe y Mn que se depositan en el interior de las tuberías y reducen su capacidad, ocasionando pérdidas de presión en la red de conducción.

Por su parte, Ríos *et al*. (2013) estudiando la eficiencia en la remoción de Fe y Mn de aguas naturales por el empleo de zeolita natural (clinoptilolita), similar a la

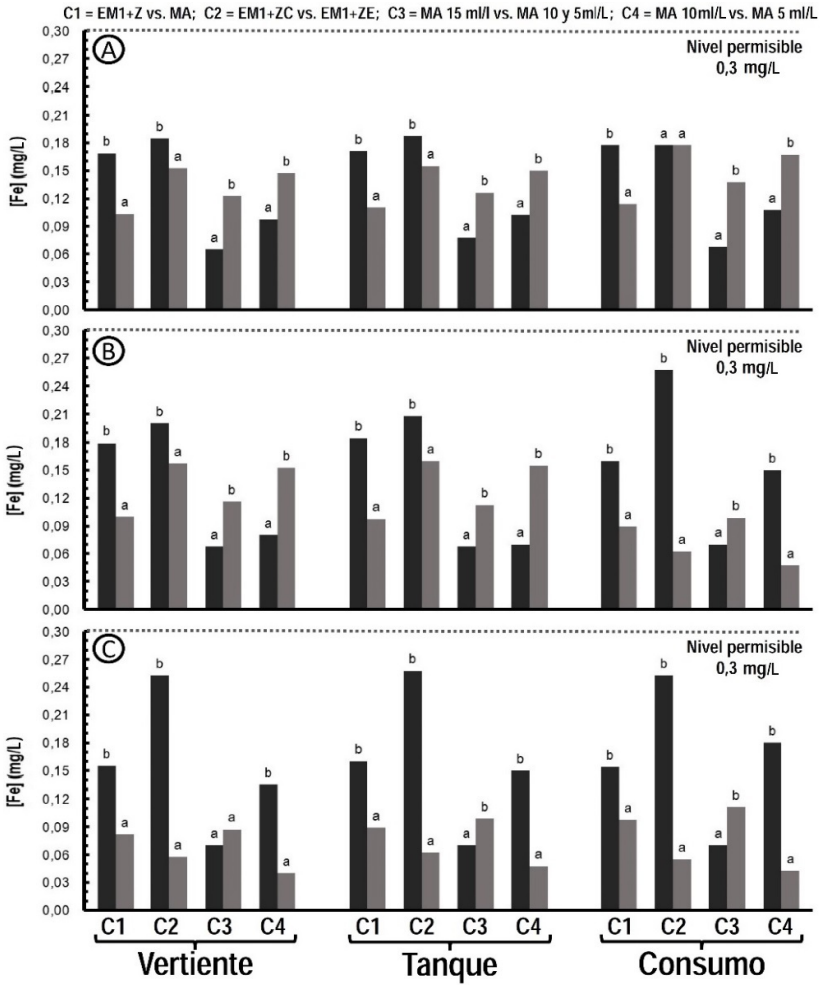

Figura 2. Promedio de contrastes para la variable hierro en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

zeolita cubana utilizada en este trabajo, encontraron una disminución de la remoción con el aumento en la concentración de Fe, especialmente a valores de pH altos (mayoreas a 7,5), debido a la formación de precipitados de Fe_2O_3 causando aceleración en la saturación del medio.

En el caso del manganeso, el nivel permisible en la normativa ecuatoriana se ubica en 0,1 mg.L^{-1}. Los tenores obtenidos en las diferentes fuentes evaluadas mostraron un comportamiento diferencial en función de la localidad. Dichos valores oscilaron entre 0,02 y 0,85 mg.L^{-1} (Figura 3), en el caso de la localidad de Severino, ninguno de los tratamientos aplicados logró remover los tenores de Mn a los límites permisibles, siendo la aplicación de dosis de 15 mL.L^{-1} de microorganismos autóctonos el tratamiento que produjo los resultados más aceptables. En la localidad de Julián se obtuvieron niveles inferiores a los de Severino, pero sólo fue posible remover el Mn a los niveles permisibles en la fuente de consumo, donde los tratamientos con EM•1®, zeolita ecuatoriana y zeolita cubana y dosis de 5 mL.L^{-1} de microorganismos autóctonos resultaron ser los mejores. Este comportamiento fue similar en la localidad de Balsa en Medio, en la cual fue posible la corrección de los tenores de manganeso independientemente de la fuente muestreada.

El hierro y el manganeso son aportados naturalmente a las aguas superficiales y subterráneas a partir de las rocas y el suelo, por ello es común que se encuentre en

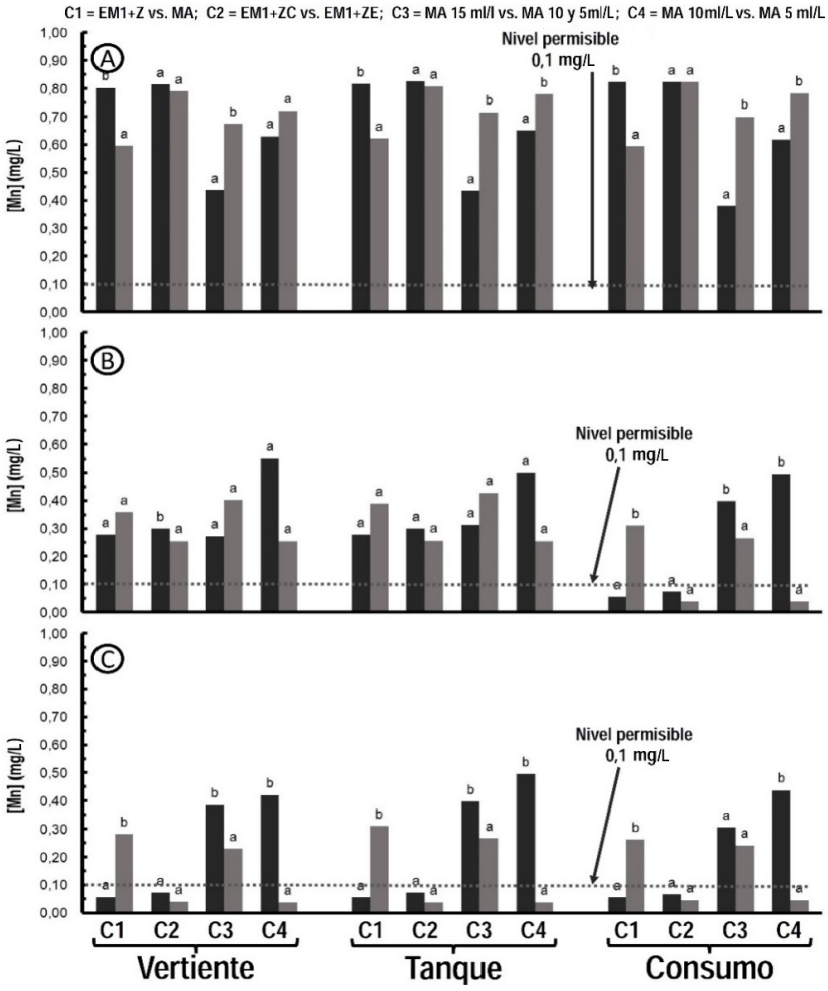
C1 = EM1+Z vs. MA; C2 = EM1+ZC vs. EM1+ZE; C3 = MA 15 ml/l vs. MA 10 y 5ml/L; C4 = MA 10ml/L vs. MA 5 ml/L
A
B
C
Nivel permisible
0,1 mg/L
[Mn] (mg/L)
C1 C2 C3 C4
Vertiente
Tanque
Consumo

Figura 3. Promedio de contrastes para la variable manganeso en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

fuentes de abastecimiento de sistemas de acueducto. Tradicionalmente, el proceso de adsorción ha sido el más eficiente en control de los metales pesados en el tratamiento de aguas para consumo humano. Holanda *et al.* (2017) señalan que las zeolitas naturales poseen alta capacidad de intercambio catiónico, lo cual le confiere gran afinidad por metales en solución los cuales se incorporan en su estructura cristalina, y representan una alternativa efectiva como medio de filtración para la disminución de Fe y Mn en el agua natural.

Por otro lado, Cuchimaque *et al*. (2016) aseveran que la remoción biológica de Fe y Mn por bacterias oxidantes ha desplazado los tratamientos fisicoquímicos convencionales, ya que no genera contaminación secundaria, no hay productos derivados químicamente potencialmente peligrosos y sin costos adicionales de química. Adicionalmente, junto a la remoción de Fe y Mn se produjo la remoción de dureza siendo proporcional la remoción de estos metales.

El cobre es un elemento esencial y es necesario para la síntesis de enzimas y para el desarrollo de tejidos y huesos. El cobre (II) es tóxico y cancerígeno cuando se ingiere en grandes cantidades y causa dolor de cabeza, vómitos, náuseas, insuficiencia hepática y renal, problemas respiratorios y dolor abdominal (Ren *et al*. 2008; Hu *et al*. 2013; Lan *et al*. 2013).

La OMS (2006) señala que las concentraciones de Cu suelen ser bajas en muestras de agua superficiales o que se ha dejado correr prolongadamente, mientras que en muestras de agua retenida son más variables y suelen ser considerablemente más altas. Las fuentes principales de exposición al cobre en los países desarrollados son los alimentos y el agua. Su presencia en el agua de consumo puede aumentar la corrosión de accesorios de acero y hierro galvanizados. Cuando la concentración de cobre del agua es mayor que 1 $mg.L^{-1}$, mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. A niveles mayores que 5 $mg.L^{-1}$, el cobre también tiñe el agua y confiere un sabor amargo no deseado.

El cobre se usa ampliamente en centrales eléctricas y en las industrias fotográfica y electrónica, y en consecuencia, se encuentra comúnmente en las aguas residuales; por lo tanto, su disponibilidad en el medio ambiente supera el umbral crítico de riesgo para los seres humanos y los animales, lo que justifica la necesidad de controlar y eliminar una cantidad significativa de cobre del agua (Duan *et al*. 2016).

La Figura 4 muestra el comportamiento de los tenores de cobre en tres fuentes de agua muestreadas en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio. Los niveles fluctuaron entre 0,02 y 1,78 $mg.L^{-1}$. Independientemente de la fuente y de la localidad muestreada, todos los tratamientos resultaron eficientes en la remoción de los tenores de cobre a los límites permisibles, a excepción del tratamiento con zeolita cubana. Salazar (2017) señala que proceso de adsorción de los iones cobre en lechos filtrantes de zeolita alcanzó el estado de equilibrio alrededor de los 80 minutos, estableciéndose éste como el tiempo requerido para la obtención de la mayor remoción.

Ávila *et al*. (2021) reportaron que las concentraciones de cobre en las aguas superficiales del Río Yamanigüey en Perú fluctuaron entre 0,00 mg/L – 0,01 mg/L; mientras que, Quirós-Bustos *et al*. (2022), evaluando varios ríos de Costa Rica, detectaron cobre en 92,3 % de los sitios muestreados, aunque el mismo está por debajo de los límites de permisibilidad.

Las bacterias y las cianobacterias eliminan el metal pesado porque la pared celular tiene la capacidad de capturar los metales pesados debido a los grupos con carga negativa dentro de su tejido (Uslu y Tanyol 2006). Existen varios procesos para eliminar metales pesados, como el transporte a través de la membrana celular, la biosorción a las paredes celulares, el atrapamiento en cápsulas extracelulares, la precipitación, la formación de complejos y la oxidación – reducción (Rai *et al*. 1981; Brady *et al*. 1994; Veglio *et al*. 1997). Las bacterias son las más abundantes y versátiles de los microorganismos (Mann, 1990) y las especies de bacterias como *Bacillus* sp., *Micrococcus luteus*, *Pseudomonas cepacia*, *Bacillus sutilise* y *Streptomyces coelicolor* se han utilizado para eliminar el cobre de las aguas residuales (Nakajima 2002; Oztürk *et al*. 2004; Hassan *et al*. 2009). Veneu *et al*. (2013) utilizaron *Streptomyces lumalinharesii* para eliminar el cobre de las aguas residuales y se informó una eliminación del 81 % a un pH óptimo de 5 con el mejor ajuste al modelo de Freundlich.

Particular atención requieren las concentraciones de plomo, cuyos tenores excedieron los niveles permisibles en todas las localidades y en todas las fuentes de agua muestreadas. Los valores fluctuaron entre 0,01 y 1,08 $mg.L^{-1}$. Ninguno de los tratamientos evaluados logró reducir los niveles dentro de los rangos adecuados. A nivel mundial, entre el 80 y el 85 % de

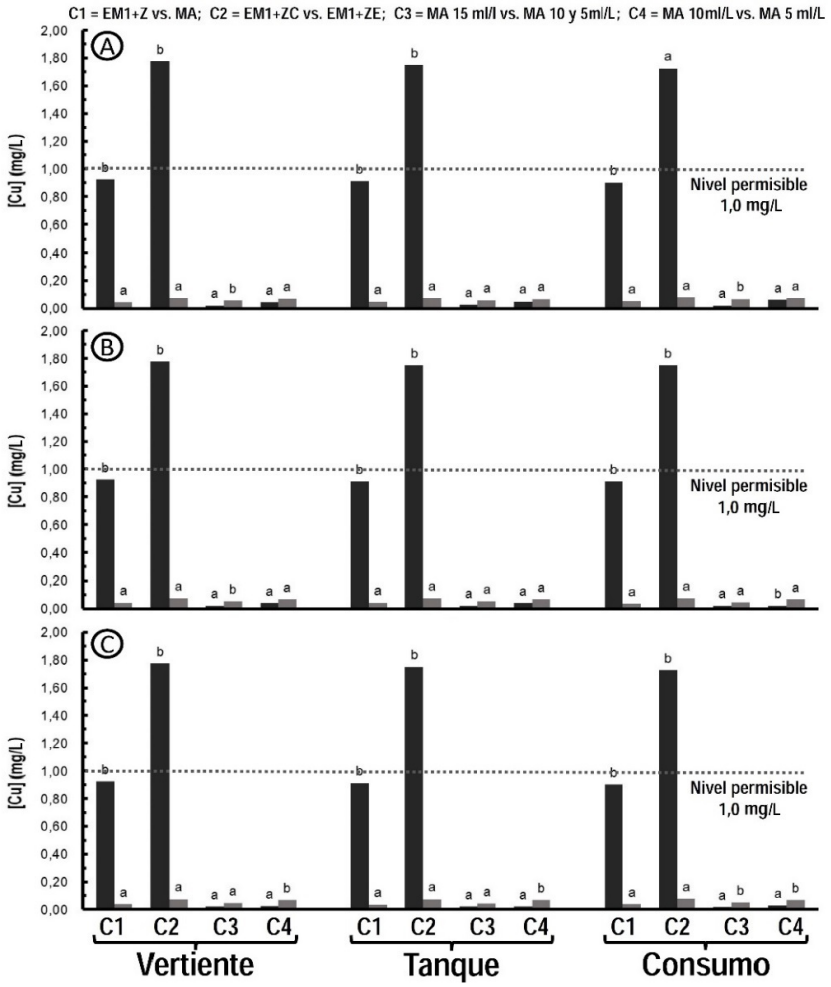
C1 = EM1+Z vs. MA; C2 = EM1+ZC vs. EM1+ZE; C3 = MA 15 ml/l vs. MA 10 y 5ml/L; C4 = MA 10ml/L vs. MA 5 ml/L
[Cu] (mg/L)
Nivel permisible
1,0 mg/L
C1 C2 C3 C4
Vertiente
Tanque
Consumo

Figura 4. Promedio de contrastes para la variable cobre en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

los niveles de plomo en el ambiente se asocian a las emanaciones de las combustiones de los vehículos impulsados por combustibles que contiene antidetonantes (gasolina, diésel, gas natural).

La Figura 5 muestra el comportamiento de los tratamientos sobre la concentración de Pb. Los mejores resultados se obtuvieron con la aplicación de los microorganismos autóctonos, con eficiencia decreciente en función de las dosis aplicadas. Llama la atención que diferentes investigadores reportan la eficiencia de las zeolitas en la adsorción de Pb (Ramírez 2017; Curi *et al*. 2006; Farajzadeh y Monji 2004), lo cual coincide con estos resultados, pero con una eficiencia inferior al uso de microorganismos.

Paredes (2014) señala que el método más común para la eliminación de plomo procedente de efluentes industriales es la precipitación en forma de hidróxido, añadiendo sosa cáustica (NaOH) o cal (CaO) para obtener un pH alcalino, con adición de sulfato de hierro y de aluminio como coagulantes. También señala tratamientos que utilizan adsorbentes sólidos como arena, sílica, carbón y alúmina, que han resultado eficientes para eliminar plomo de sistemas acuosos.

Bajo las condiciones de esta investigación, la zeolita ecuatoriana resultó más eficiente que la zeolita cubana, resultados que contrastan con los hallazgos de Curi *et al*. (2006) quienes encontraron que la clinoptilolita (predominante en la zeolita cubana) fue más eficiente que la mordenita (predominante

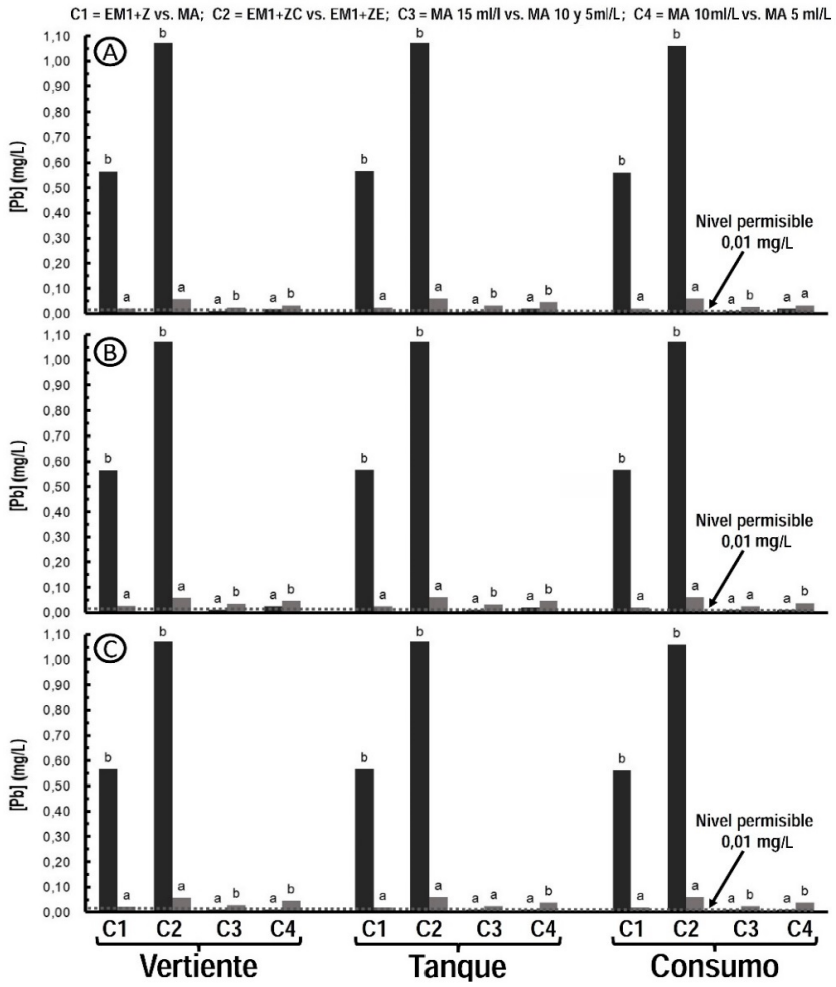
C1 = EM1+Z vs. MA; C2 = EM1+ZC vs. EM1+ZE; C3 = MA 15 ml/l vs. MA 10 y 5ml/L; C4 = MA 10ml/L vs. MA 5 ml/L
[Pb] (mg/L)
Nivel permisible
0,01 mg/L
C1 C2 C3 C4
Vertiente
Tanque
Consumo

Figura 5. Promedio de contrastes para la variable plomo en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

en la zeolita ecuatoriana) en la remoción de plomo, lo cual estuvo correlacionado con la relación Si/Al de ellas. En tal sentido, Zamzow *et al*. (1990) afirman que la selectividad de clinoptilolita en su forma sódica siguió la siguiente secuencia de afinidad para varios iones de metales pesados: $Pb^{2+}>Cd^{2+}>Cu^{2+}>Co^{2+}>Cr^{6+}>Zn^{2+}>Ni^{2+}>Hg^{2+}$.

Por su parte, Ramírez (2017) demostró que las concentraciones de Pb en el agua del río Pula en Ecuador sobrepasaron los límites establecidos en la normativa nacional e internacional y encontró que los sustratos más eficientes en la remoción de Pb fueron los filtros de zeolita, seguido de tratamientos orgánicos con *Musa paradisiaca*, *Spirodela intermedia* y *Lemna minor*. Fioravanti (2005) afirma que muchos de los microorganismos naturales presentes en el compost, similares a los que contiene el complejo EM®, son capaces de transformar, de manera parcial o total, sustancias que contienen plomo como la gasolina, aceite, diésel, grasa, PCB´s (PolyChlorinated Biphenyls), remanentes de la gasificación de carbón, desechos de refinería, insecticidas, herbicidas, TNT (TriNitroTolueno), entre otras.

En el caso del cromo, se obtuvieron concentraciones que excedieron los límites permisibles para todas las comunidades en todas las fuentes de agua muestreadas. Los tenores variaron entre 0,01 y 0,24 $mg.L^{-1}$. El Cr es un elemento de origen natural, proveniente del ciclo biogeoquímico, generalmente transportado en los sedimentos, que puede alcanzar niveles

peligrosos debido a actividades antrópicas asociadas a la industria y a la actividad agrícola.

La movilidad del cromo es muy limitada y depende del contenido de arcillas del terreno y, en menor medida, de la presencia de óxido de hierro, Fe_2O_3, y materia orgánica. El cromo puede adsorberse irreversiblemente a la matriz de suelos, de forma totalmente no disponible para animales o plantas. En medios reductores, como los provocados por la inundación de los terrenos y la descomposición de materia vegetal, el cromo (II) puede formar complejos, lo que aumenta su solubilidad y movilidad (Durán y Jiménez 2012).

García-Peña *et al*. (2022) reportaron que en las muestras de agua superficial del rio Tumbes, Perú, se encontraron concentraciones de metales pesados bajas para el cadmio y el cromo, mientras que el plomo resulto en concentración muy altas.

Los tratamientos aplicados resultaron eficientes en reducir las concentraciones de cromo dentro de los niveles permisibles. Los mejores resultados se obtuvieron con la aplicación de dosis de 10 a 15 $mL.L^{-1}$ de microorganismos autóctonos eficientes (Figura 6), resultando el tratamiento con zeolita cubana el tratamiento de menor eficiencia, lo cual podría estar asociado a la composición mineralógica y la distribución física de la estructura de poro de los materiales filtrantes.

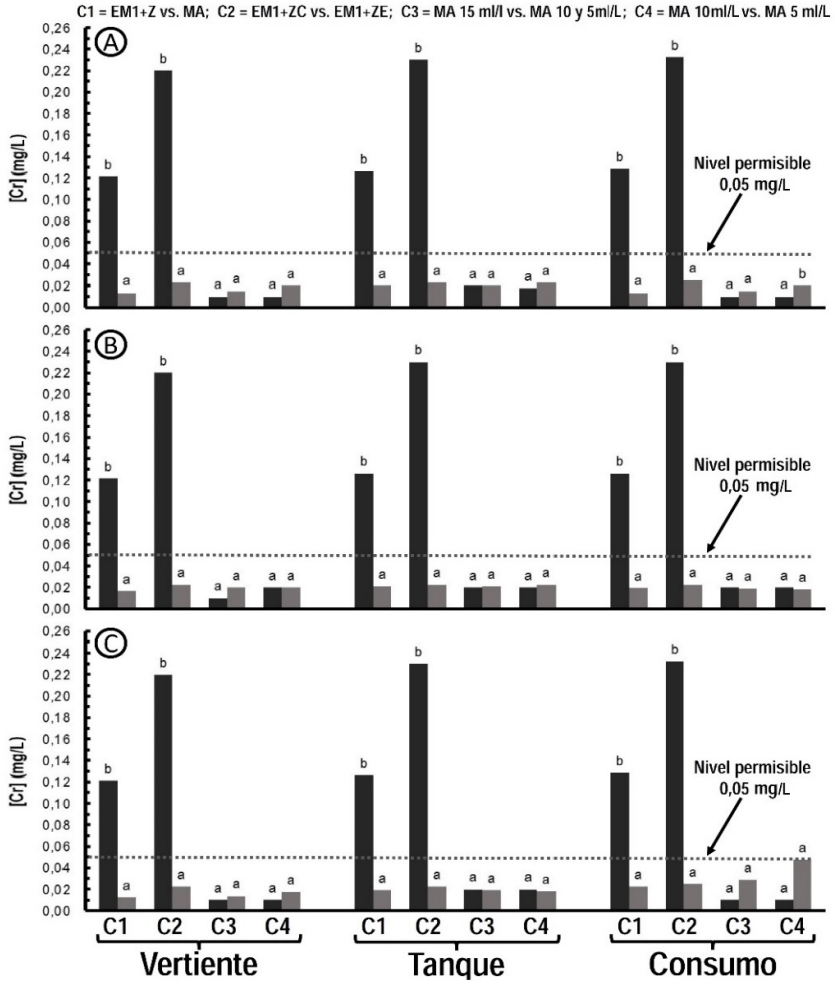
C1 = EM1+Z vs. MA; C2 = EM1+ZC vs. EM1+ZE; C3 = MA 15 ml/l vs. MA 10 y 5ml/L; C4 = MA 10ml/L vs. MA 5 ml/L
[Cr] (mg/L)
Nivel permisible
0,05 mg/L
A
B
C
C1 C2 C3 C4
Vertiente
Tanque
Consumo

Figura 6. Promedio de contrastes para la variable cromo en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Diversos investigadores han incluido a las zeolitas como un componente esencial para el proceso de adsorción y reducción de Cr (VI), debido a sus excelentes propiedades y a su abundancia en el ámbito global (Wang y Peng 2010; Mejía *et al.* 2010; Asgari *et al.* 2013). En los últimos años se han probado distintos tipos de modificación de bajos costos de las zeolitas, que han resultado en incrementos en adsorción y de la concentración de equilibrio del Cr en agua (Guocheng *et al*. 2014).

En cuanto al tratamiento con microorganismos, García *et al*. (2016) encontraron que cepas de *Bacillus* sp. mostraron una alta capacidad para la captación de metales pesados tanto en soluciones simples como en soluciones mixtas, atendiendo el siguiente orden de eficiencia: Cd> Cr> Pb> Mn, indicando que el proceso bioadsorción dependió del pH de la solución y se vio favorecido en tenores de 7 a 10, señalando que la biomasa biológica de podría usarse como material bioadsorbente para la eliminación de las metales pesadas en soluciones acuosas.

Cañizares-Villanueva (2000) afirma que la biomasa microbiana puede ser usada, en su estado "natural" o modificada, para mejorar la eficiencia de bioadsorción, y asegura que la biomasa de Bacillus sp., no es selectiva y remueve Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, U y Zn (individuales o en mezcla), en un intervalo de concentraciones muy amplio, alcanzando cargas de metales superiores al 10 % del peso seco, con eficiencia de eliminación de aproximadamente 99 %.

CONCLUSIONES

Los tenores naturales de los elementos Fe y Co se mantuvieron dentro de los valores permisibles estipulados en las normas ecuatorianas, mientras que los tenores de Mn, Cu y Cr necesitan tratamientos de depuración para corregir sus niveles. Ninguno de los tratamientos evaluados ofrece posibilidad de reducir a los niveles permisibles las concentraciones de plomo en las muestras evaluadas.

Independiente de la localidad y de la fuente de agua evaluada, se obtuvo una remoción importante en los tenores de metales pesados cuando se utilizan microorganismos autóctonos en la dosis de 15 $mL.L^{-1}$ o cuando se emplea la zeolita ecuatoriana como material filtrante combinada con microorganismos eficientes comerciales.

LITERATURA CITADA

Afzal, B. 2006. Drinking Water and Women's Health. Journal of Midwifery & Women's Health. 51 (1): 12 - 18.

Akpor, OB, Ohiobor, GO; Olaolu, TD. 2014. Heavy metal pollutants in wastewater effluents: sources, effect and remediation. Adv. Biosci. Bioeng. 2 (4), 37–43.

Aksu, Z.; Balibek, E. 2007. Chromium (VI) biosorption by dried *Rhizopus arrhizus*: effect of salt (NaCl) concentration on equilibrium and kinetic parameters. J. Hazard. Mater. 145, 210–220.

Amini, M; Younesi, H; Bahramifar, N. 2009. Statistical modeling and optimization of the cadmium biosorption process in an aqueous solution using *Aspergillus niger*. Colloids Surf., B 337, 67–73.

APHA; AWWA; WPCF. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22th ed. New York, U.S.A: Ed. McGraw Hill.

Asgari, G; Ramavandi, B; Rasuli, L; Ahmadi, M. 2013. Adsorption from aqueous solution using a surfactant-modified Iranian zeolite: characterization, optimization, and kinetic approach. Desalination and Water Treatment, 51: 31-33.

Ávila, PLD; Rodríguez, MF; Zaldívar, ABR; Noa, PRB. 2021. Evaluación del contenido de metales pesados en las aguas del Río Yamanigüey. Rev. del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas, 24(48): 315-321.

AWWA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington DC, USA.

Bahadir, T; Bakan, G; Altas, L; Buyukgungor, H. 2007. The investigation of lead removal by biosorption: an application at storage battery industry wastewaters. Enzym. Microb. Technol. 41, 98–102.

Barakat, MA. 2011. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. Arab. J. Chem. 4, 361–377.

Bayramoglu, G; Arıca, MY. 2008. Removal of heavy mercury(II), cadmium(II) and zinc (II) metal ions by live and heat inactivated Lentinus edodes pellets. Chem. Eng. J. 143, 133–140.

Bhainsa, KC; D'Souza, SF. 2008. Removal of copper ions by the filamentous fungus, *Rhizopus oryzae* from aqueous solution. Bioresour. Technol. 99, 3829–3835.

Brady, D; Stoll, AD; Starke, L; Duncan, JR. 1994. Chemical and enzymatic extraction of heavy metal binding polymers from isolated cell walls of Saccharomyces cerevisiae. Biotechnology and Bioengineering 44 (3), 297–302.

Burakov, AE; Galunin, EV; Burakova, IV; Kucherova, AE; Agarwal, S; Tkachev, AG; Gupta, VK. 2018. Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety, 148, 702-712.

Cañizares-Villanueva, R. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. Revista Latinoamericana de Microbiología, 42(3): 131-143.

Chen, C; Wang, JL. 2008. Removal of Pb2+, Ag+, Cs+ and Sr2+ from aqueous solution by brewery's waste biomass. J. Hazard. Mater. 151, 65–70.

Choi, HJ; Yu, SW; Kim, KH. 2016. Efficient use of Mgmodified zeolite in the treatment of aqueous solution contaminated with heavy metal toxic ions. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers 63: 482–489.

Coelho, GF; Goncalves Jr, AC; Tarley, CRT; Casarin, J; Nacke, H; Franczis kowski, MA. 2014. Removal of metal ions Cd (II), Pb (II), and Cr (III) from water by the cashew nut shell Anacardium occidentale L. Ecol. Eng. 73, 514–525.

Cojocaru, C; Diaconu, M; Cretescu, I; Savic, J; Vasic, V. 2009. Biosorption of copper (II) ions from aqua solutions using dried yeast biomass. Colloids Surf., A 335, 181–188.

Cuchimaque, C; Vargas, LY; Ríos, C. 2013. Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. Rev. Fac. de Ingeniería Universidad de Antioquia, Issue 66, pp. 24-44.

Curi, A; Granda, W; Lima, H; Sousa, W. 2006. Las zeolitas y su aplicación en la descontaminación de efluentes mineros. Información tecnológica, 17(6): 111-118.

Díaz-Báez, MC; Sánchez, WA; Dutka, BJ; Ronco, A; Castillo, G; Pica-Granados, Y.; Srivastava, RC. 2002. Overview of results from the WaterTox intercalibration and environmental testing phase II program: part 2, ecotoxicological evaluation of drinking water supplies. Environmental toxicology, 17(3), 241-249.

Di Renzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; González, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

Durán, M; Jiménez, A. 2012. Evaluación de los impactos ambientales asociados a la contaminación en agua, suelo y sedimento por cromo y zinc, en los municipios de Tabio y Tenjo-Cundinamarca (sub-cuenca del rio Chicú). Trabajo de Grado. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad de la Salle. Colombia. 148 p.

Eccles, H. 1999. Treatment of metal-contaminated wastes: why select a biological process? Trends Biotechnol. 17, 462–465.

Erdem, E; Karapinar, N; Donat, R. 2004. The removal of heavy metal cations by natural zeolites. Journal of Colloid and Interface Science. 280(2): 309-314.

Espinoza, AJ. 2018. El agua, un reto para la salud pública La calidad del agua y las oportunidades para la vigilancia en Salud Ambiental. Trabajo de Grado, Doctora en Salud Pública. Facultad de Medicina. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 194 p.

Farajzadeh, M; Monji, A. 2004. Adsorption characteristics of wheat bran towards heavy metal cations. Separation & Purification Technology. 38: 197-207.

Fioravanti, N; Vega, C; Okumoto, J. 2005. Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para su uso agrícola. Revista de la Universidad EARTH. Tierra Tropical. 1(1): 69-76.

Gabr, RM; Hassan, SHA; Shoreit, AAM. 2008. Biosorption of lead and nickel by living and non-living cells of *Pseudomonas aeruginosa* ASU 6a. Int. Biodeterior. Biodegrad. 62 (2), 195–203.

García-Peña, A; Rimaycuna, J; Herrera, E; Bermejo, L; Cruz, G. 2022. Correlación entre la concentración de metales pesados en el agua de consumo y la concentración de los mismos del agua superficial del río Tumbes, Perú. Manglar, 19(2), 137-142.

García, R; Campos, J; Cruz, JA; Calderón, ME; Raynal, ME; Buitrón, G. 2016. Biosorption of Cd, Cr, Mn, and Pb from aqueous solutions by Bacillus sp strains isolated from industrial waste activate sludge. TIP, 19(1): 5-14.

Guocheng, L; Li, Z; Wei-Teh, J; Ackley, C; Fenske, N. 2014. Demarco removal of Cr (VI) from water using Fe (II)-modified natural zeolite. Chemical Engineering Research and Design 92(2): 384–390.

Harvey, PJ; Handley, HK; Taylor, MP. 2015. Identification of the sources of metal (lead) contamination in drinking waters in north-eastern Tasmania using lead isotopic compositions. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 12276–12288.

Hassan, SH; Kim, SJ; Jung, AY; Joo, JH; Eun Oh, S; Yang, JE. 2009. Biosorptive capacity of Cd(II) and Cu(II) by lyophilized cells of *Pseudomonas stutzeri*. Journal of General and Applied Microbiology 55 (1), 27–34.

Huang, J; Zhang, Y; Bing, H; Peng, J; Dong, F; Gao, J; Arhonditsis, GB. 2021. Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges. Water Research, 201, 117309.

Hu, XJ; Liu, YG.; Wang, H; Chen, AW; Zeng, GM; Liu, SM; Guo, YM; Hu, X; Li, TT; Wang, YQ; Zhou, L; Liu, S. H. 2013. Removal of Cu(II) ions from aqueous solution using sulfonated magnetic graphene oxide composite. Separation and Purification Technology 108, 189–195.

Holanda, J; Mayela, S; Dulce, L; Gil, M; Pérez, A; Gochi-Ponce, Y. 2017. Remoción de plomo en agua a partir de material nanoestructurado, nanotubos de carbono soportados en zeolita natural. Avances en Ciencias e Ingeniería, vol. 8(2): 21-27.

Lan, S; Wu, X; Li, L; Li, M; Guo, F; Gan, S. 2013. Synthesis and characterization of hyaluronic acid-supported magnetic microspheres for copper ions removal. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects 425, 42–50.

Leung, WC; Wong, MF; Chua, H; Lo, W; Leung, CK. 2000. Removal and recovery of heavy metals by bacteria isolated from activated sludge treating industrial effluents and municipal wastewater. Water Sci. Technol. 41 (12): 233–240.

Mann, H. 1990. Biosorption of heavy metals by bacterial biomass. In: Biosorption of Heavy Metals (B. Volesky, ed.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 93–137.

Mejía, Z; Valenzuela, S; Aguayo, S. 2010. Adsorción de arsénico en zeolita natural pretratada con óxidos de magnesio. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 25(4): 217-227.

Muñoz, A; Macías, S; García, M. 2009. Caracterización hidrológica del Ecuador. Proyecto INAMHI-MAE-SCN-PRAA-PACC. Quito-Ecuador.

Nakajima, A. 2002. Electron spin resonance study of copper biosorption by bacteria. Water Research 36 (8): 2091–2097.

NTE INEN 1108, 2014. Agua potable. Requisitos. s.l.:- Norma Técnica Ecuatoriana.

NTE INEN 2200, 2017. Agua purificada envasada. Requisitos, s.l.: Norma Técnica Ecuatoriana.

OMS. Organización Mundial de la Salud. 2006. Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. 408 p.

Oztürk, A; Artan, T; Ayar, A. 2004. Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions from aqueous solution by *Streptomyces coelicolor* A3 (2). Colloids and Surfaces B: Biointerfaces 34 (2): 105–111.

Pan, JH; Liu, RX; Tang, HX. 2007. Surface reaction of Bacillus cereus biomass and its biosorption for lead and copper ions. J. Environ. Sci. 19, 403–408.

Paredes, D. 2014. Aplicación de un Aluminosilicato natural (Heulandita) con alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la remoción de plomo en aguas contaminadas. Trabajo de Grado. Escuela Profesional de Ingeniería Metalúrgica. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Perú. 133 p.

Quintelas, C; Rocha, Z; Silva, B; Fonseca, B; Figueiredo, H; Tavares, T. 2009. Biosorptive performance of an *Escherichia coli* biofilm supported on zeolite NaY for the removal of Cr(VI), Cd(II), Fe(III) and Ni(II). Chem. Eng. J. 152, 110–115.

Quirós-Bustos, N; Robles-Chaves, D; Caballero-Chavarría, A; Calvo-Brenes, G. 2022. Contenido de metales pesados en varios ríos de Costa Rica. Revista Tecnología en Marcha, 35(2): 93 – 104.

Rai, LC; Gaur, JP; Kumar, HD. 1981. Phycology and heavymetal pollution. Biological Reviews 56 (2): 99–151.

Ramírez, L. 2017. Propuesta de desarrollo de un biofiltro para remoción de plomo en el agua de consumo de los pobladores del recinto Yurima – Daule. Trabajo de Grado. Ingeniero Ambiental. Universidad de Guayaquil, Ecuador. 93 p.

Ren, Y; Zhang, M; Zhao, D. 2008. Synthesis and properties of magnetic Cu (II) ion imprinted composite adsorbent for selective removal of copper. Desalination 228 (1): 135–149.

Ríos, A; Vargas, F; Cuchimaque, L. 2013. Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia, 66: 24-44.

Sadyrbaeva, TZ. 2014. Recovery of cobalt (II) by the hybrid liquid membrane – electrodialysis – electrolysis process. Electrochimica Acta 133: 161–168.

Salazar, M. 2017. Remoción de Cu2+ y Ni2+ en medio acuoso empleando una zeolita cubana natural. Trabajo de Grado. Ingeniero Químico. Universidad Tecnológica de La Habana. 62 p.

Samways, D. 2022. Population and sustainability: Reviewing the relationship between population growth and environmental change. The Journal of Population and Sustainability, 6(1), 15-41.

Santhosh, C; Velmurugan, V; Jacob, G; Jeong, SK; Grace, AN; Bhatnagar, A. 2016. Role of nanomaterials in water treatment applications: a review. Chem. Eng. J. 306, 1116–1137.

Silva, F; Azevedo, C. 2016. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. Afr. J. Agric. Res. 11(39): 3733-3740.

Silva-Acuña, R; Álvarez, VH; Silva-Acuña, A. 2000. Como comparar correctamente tratamientos de naturaliza cualitativa. Agron. Trop. 50(2): 151-155.

Sogaard, E; Medenwaldt, R; Abraham-Peskir, J. 2000. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish fresh water plants and microscopic analysis of precipitate morphology. Water Research. Vol. 10: 2675-2682.

Souiri, M; Gammoudi, I; Ouada, H; Mora, L; Jouenne, T; Jaffrezic-Renault, N; Dejous, C; Othmane, A; Duncan, AC. 2009. *Escherichia coli*-functionalized magnetic nanobeads as an ultrasensitive biosensor for heavy metals. Proc. Chem. 1: 1027–1030.

Tsekova, K; Todorova, D; Dencheva, V; Ganeva, S., 2010. Biosorption of copper(II) and cadmium(II) from aqueous solutions by free and immobilized biomass of *Aspergillus niger*. Bioresour. Technol. 101, 1727–1731.

Tuzen, M; Saygi, KO; Usta, C; Soylak, M. 2008. *Pseudomonas aeruginosa* immobilized multiwalled carbon nanotubes as biosorbent for heavy metal ions. Bioresour. Technol. 99, 1563–1570.

Uslu, G; Tanyol, M. 2006. Equilibrium and thermodynamic parameters of single and binary mixture biosorption of lead (II) and copper (II) ions onto Pseudomonas putida: effect of temperature. Journal of Hazardous Materials 135 (1), 87–93.

Veglio, F; Beolchini, F; Gasbarro, A. 1997. Biosorption of toxic metals: an equilibrium study using free cells of Arthrobacter sp. Process Biochemistry 32 (2), 99–105.

Veneu, DM; Torem, ML; Pino, GA. 2013. Fundamental aspects of copper and zinc removal from aqueous solutions using a Streptomyces lunalinharesii strain. Minerals Engineering 48, 44–50.

Vindimian, E. 2013. Environmental research needs (in ecotoxicology) in relation to public policies. *In* Encyclopedia of aquatic ecotoxicology (Férard, JF; Blaise, C eds.). Springer. Netherlands. p. 437-442.

Wang, S; Peng, Y. 2010. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. Chemical Engineering Journal, Volumen 156, pp. 11-24.

Zamzow, MJ; Eichbaum, BR; Sandgren, KR; Shanks, DE. 1990. Removal of heavy metals and other cations from wastewater using zeolites. Sep. Sci. Technol. 25 (13–15), 1555–1569.

Estrategias agroecológicas para el control del nematodo dorado de la papa en el estado Mérida, Venezuela

Zunilde Coromoto Lugo-Faría[1]*, Carlos Ramírez[2], Raizel Montero[2], Renato Crozzoli[3], José Salas[1], Yndyra Aguirre[3], Guillermo Perichi[3], Ligia Carolina Rosales-Amado[4], Renny Barrios-Maestre[5]

[1]Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), Mérida, Venezuela. [2]Universidad Nacional Experimental Sur del Lago Jesús María Semprúm (UNESUR), Santa Cruz de Mora, Mérida, Venezuela. [3]Universidad Central de Venezuela (UCV), Facultad de Agronomía (FAGRO), Instituto de Zoología Agrícola, Maracay, Aragua, Venezuela. [4]Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias (CENIAP), Maracay, Aragua, Venezuela. [5]Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), Maturín, Monagas, Venezuela. *Correo electrónico: zlugof@gmail.com

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar estrategias agroecológicas en el control del nematodo dorado de la papa, en finca productora de papa (*Solanum tuberosum* L.), se efectuó un ensayo en el estado Mérida, Venezuela. El terreno estaba infestado naturalmente con *Globodera rostochiensis*. Se empleó un diseño experimental de bloques al azar con arreglo factorial de los tratamientos: "Épocas" como Factor A y "Tratamientos" como Factor B y cuatro repeticiones. Se sembró la variedad de papa "Granola". Los tratamientos aplicados 45 días pre-siembra fueron: T1 (Testigo): volteado del suelo; T2: solarización, T3: biofumigación con *Brassica napus*; T4: incorporación de abono verde (*B. napus*). Para determinar las poblaciones de nematodos (huevos, juveniles y quistes en 100 cm^3 de suelo.$parcela^{-1}$), se realizaron tres muestreos: M1: antes de los tratamientos, M2: 45 días previos a la siembra y M3: momento de cosecha. Los datos se evaluaron estadísticamente con análisis de varianza y las medias se compararon usando la prueba de Tukey. La población inicial de *G. rostochiensis* oscilo entre 298 y 156 quistes.100 cm^{-3} de suelo y entre 14.950 y 950 huevos + juveniles.100 cm^{-3} de suelo. Los resultados indicaron que hubo diferencias significativas en las poblaciones, según la época. Las mayores reducciones en poblaciones del nematodo se alcanzaron en los quistes de *G. rostochiensis*, durante la época de cosecha. Los tratamientos más efectivos fueron: biofumigación (82), seguido por incorporación de abonos verdes (100) y solarización (110), superando todos al testigo. El mayor rendimiento (8,35 $kg.m^{-2}$) se alcanzó en las parcelas tratadas con abono verde.

Palabras clave: biofumigación, *Brassica napus*, *Globodera rostochiensis*, *Solanum tuberosum*.

Agroecological strategies for the control of the potato golden nematode of Mérida state, Venezuela

ABSTRACT

With the objective of evaluating agroecological strategies in the control of the potato golden nematode, in a farm producing potato (*Solanum tuberosum* L.), an essay was carried out in the state of Mérida, Venezuela. The plot was naturally infested with *Globodera rostochiensis*. A randomized block experimental design was used with a factorial arrangement of the treatments: "Epocas" as Factor A and "Treatments" as Factor B and four repetitions. The potato variety "Granola" was planted. The treatments applied 45 days before sowing were: T1 (Control): turned over the soil; T2: solarization, T3: biofumigation with *Brassica napus*; T4: incorporation of green manure (*B. napus*). To determine the populations of nematodes (eggs, juveniles, and cysts.100 cm^{-3} of soil by plot), three samplings were carried out: M1: before the treatments, M2: 45 days prior to planting, and M3: harvest time. Data were statistically evaluated with analysis of variance and the means were compared using Tukey's test. The initial population of *G. rostochiensis* ranged between 298 and 156 cysts.100 cm^{-3} of soil and between 14,950 and 950 eggs + juveniles.100 cm^{-3} of soil. The results indicated that there were significant differences in the populations, depending on the season. The greatest reductions in nematode populations were achieved in *G. rostochiensis* cysts, during the harvest season. The most effective treatments were: biofumigation (82), followed by the incorporation of green manures (100) and solarization (110), all surpassing the control. The highest yield (8.35 $kg.m^{-2}$) was reached in the plots treated with green manure.

Keywords: biofumigation, *Brassica napus*, *Globodera rostochiensis*, *Solanum tuberosum*.

Recibido: 16/12/2020 - Aprobado: 07/04/2022

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.) ocupa el cuarto lugar de producción en el mundo, después del maíz, el trigo y el arroz (Betancourth *et al.* 2022). Su contenido de nutrientes (K, Ca, Na, P, Mg) y vitaminas (A, C, B6) estimula su consumo (Obando *et al.* 2017). Es el alimento que aporta la mayor cantidad de carbohidratos a la dieta de millones de personas en los países en desarrollo, siendo fundamental para Suramérica, África y el continente Asiático en su totalidad (Comina *et al.* 2017, FAO 2020). Algunos estudios han comprobado el efecto de interacción de los patógenos sobre los genotipos de papa, que ocasiona una reducción de la concentración de los micronutrientes Fe, Zn y vitamina C en el tubérculo (Rivadeneira *et al.* 2017, Comina *et al.* 2017).

Según datos de la Confederación de Asociaciones de Productores Agropecuarios de Venezuela (Fedeagro 2017) en el años 2017, en el país, se tenían sembradas 11.000 ha de papa, y la producción fue de 636.637 t, con rendimiento de 18.182 t.ha^{-1}. En Venezuela, se cultiva la papa sólo en altitudes entre 800 a 1.500 m.s.n.m., tales como las zonas montañosas de los estados Aragua, Lara y Carabobo; de manera más extendida entre los 2.000 y 4.000 m.s.n.m., como es el caso de los sembradíos existentes en los estados Táchira, Mérida y Trujillo. El mayor volumen de producción de este tubérculo, en el país, se encuentra en el estado Mérida con 158.871 t, seguida por los otros estados andinos como Trujillo con 51.510 t y Táchira con 42.572 t. La mayor parte de la papa producida se emplea para consumo fresco, predominando el cultivar Granola de origen alemán (PROINPA 2014, González *et al.* 2019).

Entre los problemas fitosanitarios más importantes en el cultivo de papa en las zonas de Mérida están los nemátodos fitoparásitos, los cuales limitan su producción. Destaca el nematodo del quiste de la papa o dorado de la papa (*Globodera* spp.), que se considera una de las plagas más difícil de controlar (Anaya *et al.* 2005). En el país se han identificado dos especies: *G. pallida* y *G. rostochiensis*; esta última fue detectada por primera vez en 1971 en los estados Mérida y Táchira (Dao y González 1971). Durante los años 1991-2002, se evidenció un incremento en su distribución principalmente en los estados Lara, Trujillo y otras áreas de los estados Mérida y Táchira (Greco y Crozzoli 1995; Jiménez *et al.* 2000). En condiciones de campo, el control de este género de nematodos es difícil, debido a su alta tasa de reproducción y su resistencia a factores bióticos y abióticos; ya que, a temperaturas de 30°C. la eclosión de huevos y desarrollo de j_2 de *G. rostochiensis* puede alcanzar un 95 % y, además, sobreviven al desecamiento del suelo por largos periodos (López-Lima *et al.* 2020).

En los países andinos, *Globodera* spp. causan pérdidas en rendimiento del 13,2 al 58,0 % y, de 15 a 90 % en Ecuador, Colombia, Perú y México. En el trópico, se han reportado altas infestaciones de *G. rostochiensis* de reducción de hasta 80 % en los rendimientos (Scurrah *et al.* 2005). Una densidad de 0,6 quistes por gramo de suelo, puede provocar una reducción del 48 % de la producción (Obando *et al.* 2017). Tradicionalmente, el control de nematodos en el cultivo de papa se realiza con el uso de productos químicos, que son extremadamente tóxicos al humano, al ambiente y al producto final (Obando *et al.* 2017, Silva 2018).

En los sistemas de producción, en Venezuela, es necesario el uso de criterios ecológicos que permitan conocer los elementos y procesos claves en el funcionamiento de los agroecosistemas. Como referencia se pueden mencionar la biofumigación, que es la utilización de materia orgánica para producir gases los cuales sirven para controlar los nematodos fitopatógenos (Bello *et al.* 2000, INIA 2018, Curay *et al.* 2021); la incorporación de abonos verdes, que mejora la calidad del suelo y aumenta el porcentaje de su materia orgánica (Montes 2020); la solarización del suelo, proceso no contaminante. Este último consiste en un proceso hidrotérmico que se produce en suelos humedecidos cubiertos con plásticos y expuestos a la radiación solar en los meses más cálidos. El manejo adecuado de la temperatura del suelo, la humedad del suelo y el tipo de cobertura plástica permite un control de patógenos del suelo (Vuelta 2014, Arboleya 2018).

Por lo antes expuesto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar tres estrategias agroecológicas: solarización, biofumigación y la incorporación de abonos verdes, para el control de *G. rostochiensis*; así cómo, estos procesos incidieron en la producción de papa en un área de siembra ubicada en el municipio Rangel del estado Mérida, Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó durante nueve meses (enero–septiembre 2015) en una finca, de producción comercial de papa, ubicada en el sector Misintá, de la parroquia Mucuchíes, municipio Rangel del estado Mérida (08°45' 56.7" LN y 70°55' 11.6" LO) a 3.282 m.s.n.m. Esta zona se caracteriza por presentar alta pedregosidad, variando el grado entre 10 – 40 % (Peña y Duerto 1987). Son suelos de textura franco-arenosa con moderada cantidad de arcilla y pH de 5,8. La cuenca alta del río Chama presenta un régimen de lluvias unimodal, alrededor de los 823 mm/año, con una estación seca entre diciembre y mediados de marzo; una estación lluviosa que se extiende desde mediados de abril hasta octubre; noviembre es un mes de transición. Las temperaturas oscilan entre 9,5 °C y 13,5 °C y por las noches alcanza hasta -5° C.

En el terreno del ensayo (357 m^2), se tomaron muestras de suelo, al azar, para determinar la presencia del nematodo. En el análisis se encontró que el suelo estaba infestado naturalmente por *G. rostochiensis*. Se procedió a la preparación del terreno con un volteado del suelo, mediante el empleo de implementos acoplados al tractor. Se realizó el arado del suelo, con tracción animal y se surcó.

Se establecieron 16 unidades experimentales (parcelas) con dimensiones de 3 × 4 m de largo (12 m^2), con 1 m de separación. Se empleó un diseño del experimento de bloques al azar con arreglo factorial de los tratamientos, utilizando "Épocas" como Factor A y "Tratamientos" como Factor B. y cuatro repeticiones. En cada parcela se realizó el muestreo de suelo, con fines de cuantificar las poblaciones iniciales del nematodo. Todas las muestras de suelo, para determinar la población de nematodos, se analizaron en el laboratorio de Nematología Agrícola del departamento de Zoología Agrícola de la Universidad Central de Venezuela, Maracay, estado Aragua.

Las estrategias agroecológicas se basaron en los procesos de solarización, biofumigación e incorporación de abonos verdes sobre el nematodo *G. rostochiensis*, siguiendo los métodos que emplearon Bello *et al.* 2000, Vuelta 2014 y Obregón *et al.* 2018. Los tratamientos, aplicados durante 45 días antes de la siembra fueron los siguientes: T1 (Testigo): volteado del suelo; T2 (Solarización): volteado del suelo con posterior cubierta de polietileno transparente de 60 micras; T3 (Biofumigación): incorporación de 4.000 $kg.ha^{-1}$ de abono verde (*Brassica napus)* y posterior cubrimiento del suelo con polietileno transparente de 60 micras; T4 (Incorporación de abono verde): 4000 $kg.ha^{-1}$ de abono verde (*B. napus)*, sin cubierta de polietileno transparente. Las épocas de muestro, para la determinación de las poblaciones de nematodos (quistes, huevos y juveniles) fueron: I) Fase pre-ensayo; II) a los 45 días de establecidos los tratamientos, antes de la siembra de la papa; III) al terminar el ciclo del cultivo en el momento de cosecha a los 90 días.

Para los tratamientos de solarización se humedecieron las parcelas a capacidad de campo, luego se utilizó como cobertura, láminas de polietileno transparente (PE) de 60 µm de espesor. Una vez cubiertas las parcelas con el polietileno, este se enterró y compactaron los bordes hasta alcanzar las seis semanas de tratamiento establecidas (Lugo *et al.* 2010).

Para la incorporación de *B. napus* como abono verde se empleó la metodología reportada por Iriarte *et al.* (2011). Las hojas se picaron en trozos pequeños, de forma manual, se aplicaron al voleo y mezclaron con el suelo en cada parcela, hasta una profundidad de 25 cm; se utilizó 4.000 $kg.ha^{-1}$ de abono verde de acuerdo a la dosis recomendada por González *et al.* 2001. En las parcelas tratadas con *B. napus* como abono verde y combinado con solarización (T3), primero se incorporaron al suelo las hojas previamente picadas en trozos pequeños, se mezclaron con el mismo y se cubrieron con polietileno transparente.

Se registró la radiación (mmol) y la temperatura (°C) del suelo a 10 cm de profundidad, con sensores analógicos TST durante 45 días. Los sensores se conectaron a un equipo automático programable (Modelo DL2 Data Logger, marca AT-Delta T Devices) y colocados en cada una de las unidades experimentales.

En las parcelas donde se usó capa de politileno, esta se eliminó al finalizar el periodo de tratamiento. El suelo se removió y se dejaron transcurrir 6 días para su aireación. Luego, se sembraron las semillas asexuales de papa variedad "Granola", en todas

las parcelas. La distancia de siembra fue de 20 cm entre planta y 50 cm entre hilera, para un total de 50 semillas por parcela. La frecuencia de riego fue cada ocho días. Las labores de siembra y manejo del cultivo, se realizaron como tradicionalmente lo hace el productor en la zona. El plan de fertilización consistió en la aplicación de abono químico, formula completa 12-12-17.

En las tres etapas, para la determinación de las poblaciones de nematodos (quistes, huevos y juveniles) se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 25 a 30 cm; cada muestra compuesta se obtuvo de la mezcla de doce submuestras por parcela y se enviaron al laboratorio para su análisis. Los nematodos juveniles del segundo estadio (j_2) se extrajeron del suelo, utilizando el elutriador de Oostenbrink (S'Jacob y Van Bezooijen 1971). La limpieza de la muestra se realizó con el embudo de Baermann (S'Jacob y Van Bezooijen 1971). Se contaron los j_2 presentes en 100 cm^3 de suelo en cada parcela. Para determinar los quistes presentes se utilizó el método de Fenwick (1940) y limpieza con acetona. En laboratorio y para cada muestra de suelo correspondientes a las distintas fases del ensayo, se determinó el número de quistes por 100 cm^3 de suelo, el número huevos por quiste y de juveniles. A los 90 días, cuando culminó el ciclo del cultivo, se cosechó la totalidad de los tubérculos de papa y se evaluó el rendimiento ($kg.m^{-2}$).

Para verificar si las poblaciones de los nematodos se incrementaron o disminuyeron como consecuencia de la aplicación de los tratamientos y para hacer la comparación de los tratamientos contra el testigo, se determinó la tasa de reproducción de *G. rostochiensis* a través de la relación entre la población final, dividido por la población media y el resultado se presentó como porcentaje.

Los datos de las variables evaluadas se procesaron estadísticamente con un análisis de varianza (ANOVA) y el paquete estadístico SPSS. Las medias se compararon usando la prueba de Tukey, con un nivel de significancia del 5 %. Para los análisis estadísticos de los datos climáticos se empleó el programa JMP versión 6. (JMP 2021). La tasa de reproducción de *G. rostochiensis* se analizó por la prueba de Chi-cuadrado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las poblaciones iniciales (etapa pre-tratamiento) tanto de quistes, como de huevos + j_2 de *G. rostochiensis* en el área experimental infestada naturalmente fueron distintas, en cada parcela. Los valores oscilaron, de acuerdo a los resultados estadísticos descriptivos, entre 298 y 156 quistes.100 cm^{-3} de suelo. Las poblaciones de huevos + j_2 oscilaron entre 14.950 y 950 j_2.100 cm^{-3} de suelo, respectivamente (Figura 1). Resultados que concuerdan con lo expuesto por Blanco (1994) en su estudio del efecto de productos orgánicos sobre el control de nematodos. El autor señala que, los nematodos en el suelo están distribuidos de forma irregular, por situaciones de presencia de hospederos, textura de suelo y diseminación por agua de riego. Todo lo antes expuesto refuerza la necesidad de buscar alternativas agroecológicas *in situ* amigables con el ambiente para el control de nematodos a nivel local.

La temperatura del suelo a 10 cm de profundidad (43 °C) y radiación (10.500 mmol) más elevada se alcanzaron a las 12 h del día, con el tratamiento testigo; mientras que, el tratamiento de biofumigación alcanzó la mayor temperatura (37 °C) del suelo a las 10:30 a.m., con una radiación de 8.000 mmol. Finalmente, los tratamientos solarización e incorporación de abonos verdes cuyas radiaciones fueron de 6.000 mmol, alcanzaron las temperaturas máximas (entre 24 y 25 °C), entre las 10 y 17 horas del día, respectivamente (Figura 2).

Pullman *et al. (*1981) y Perera *et al.* (2013) señalan que las temperaturas inciden en la reducción de la población de nematodos. Los referidos autores, determinaron que la solarización produce un aumento de la temperatura del suelo y cambios en la microflora y en las propiedades físico-químicas del mismo. Cuanto mayor es la temperatura en el suelo, menos tiempo se precisa para eliminar a los patógenos; ya que estos mueren rápidamente (en minutos) con temperaturas alrededor de los 50 °C, pero se necesitan varias horas para eliminar o reducir sus poblaciones con temperaturas entre 37 y 45 °C.

La relación directa de la radiación y la temperatura del suelo, en los diferentes tratamientos, coincide con el comportamiento típico señalado por Lugo *et al.* (2010) y el INIA (2018), quienes alcanzaron el máximo de radiación a las 12 h y mantuvieron un máximo de temperatura entre las 11 y 14 h.

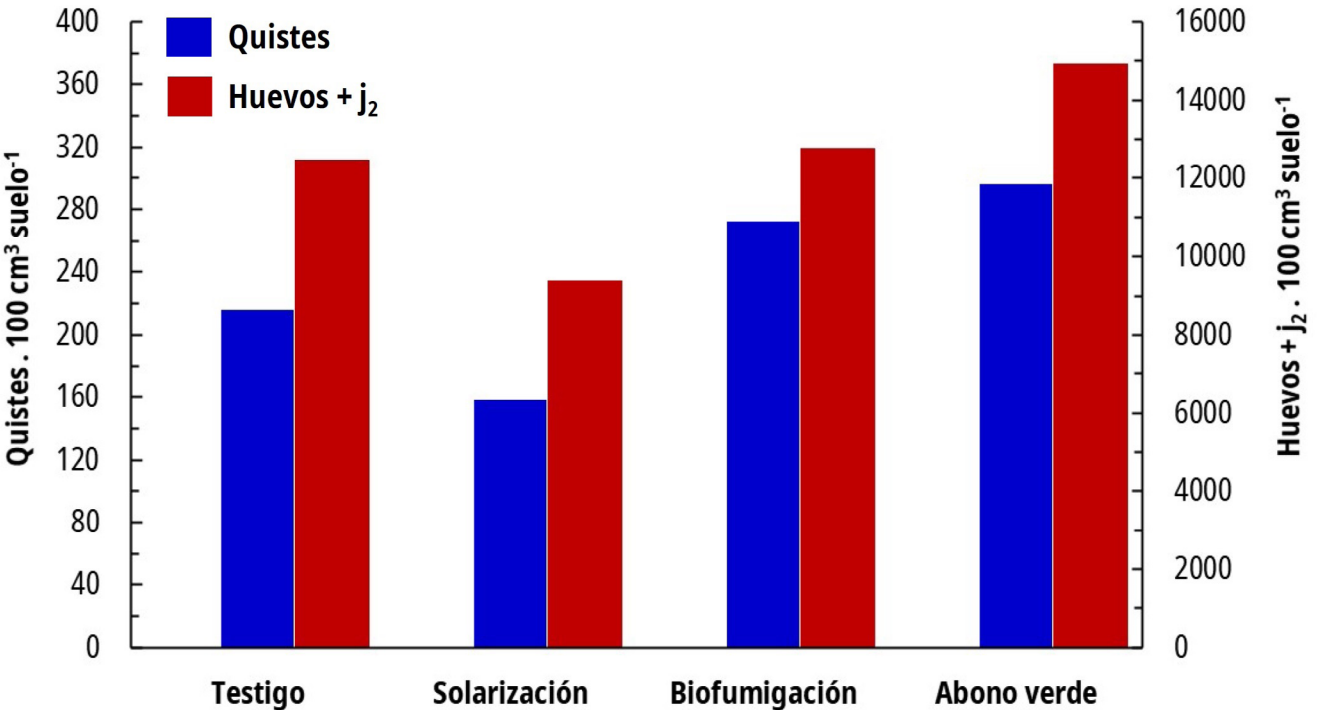

Figura 1. Número de quistes y de juveniles (j_2) y huevos de *G. rostochiensis* en 100 cm³ de suelo de cada parcela, cuantificados previo a la aplicación de tratamientos y siembra de las semillas de papa, variedad Granola, estado Mérida, Venezuela.

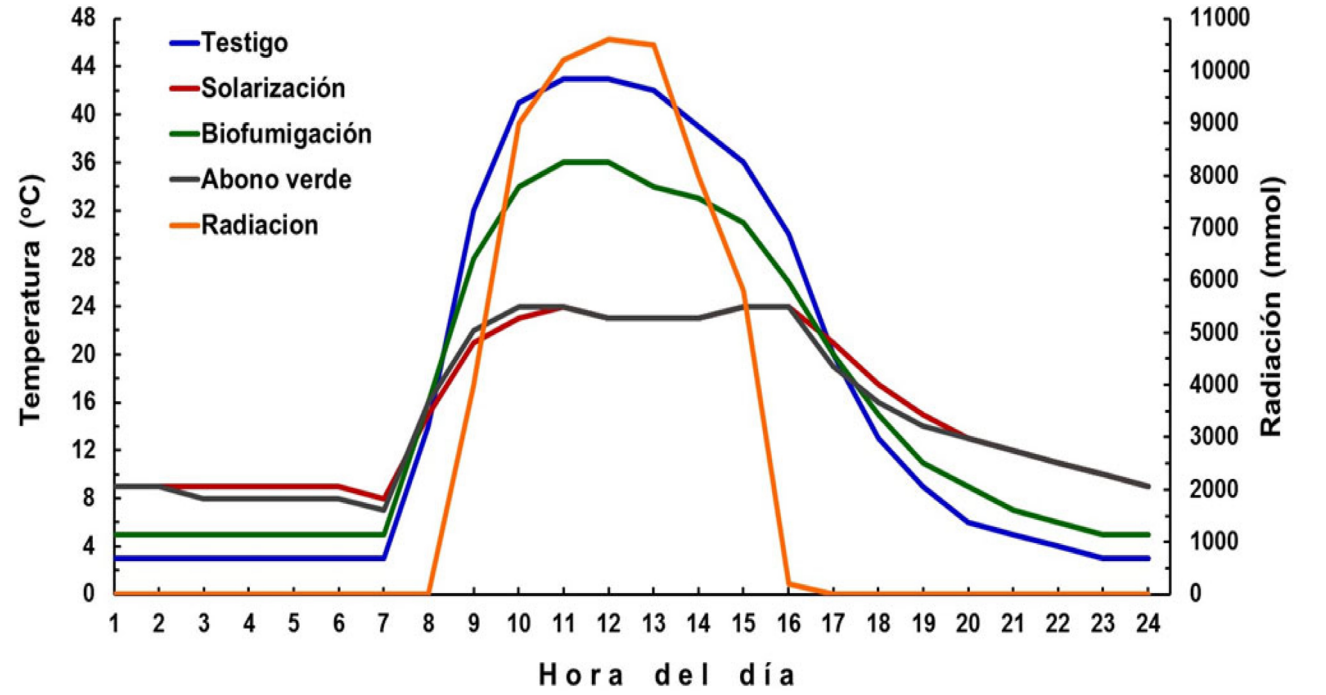

Figura 2. Relación directa de la radiación (mmol) y la temperatura (°C) del suelo a 10 cm de profundidad, en cuatro tratamientos de control del nematodo dorado de la papa en siembra de la variedad Granola, en el estado Mérida, Venezuela

El análisis de varianza (Cuadro 1), indica que los tratamientos no tuvieron efectividad en la reducción de las poblaciones de quistes de *G. rostochiensis.* y huevos + j_2; sin embargo, para las épocas de evaluación se obtuvieron diferencias estadísticas significativas para ambas variables.

En el Cuadro 2, se presenta la comparación de promedios de la población de quistes y huevos + j_2 de *G. rostochiensis* para las épocas evaluadas. Se distingue que, la menor población de quistes correspondió a la época de cosecha, la cual fue estadísticamente inferior a las poblaciones pre y pos tratamiento, que fueron similares entre sí. Los promedios variaron desde 106,88 hasta 270 quistes.100 cm^{-3}. Similarmente, para las poblaciones de huevos + $j_{2)}$, se obtuvo que las en la época de cosecha fueron estadísticamente menores al resto de las épocas; con promedios que oscilaron entre 1.125,69 hasta 15.136,25.

A pesar de no haber diferencias significativas entre los tratamientos, la tendencia fue a obtener mayores reducciones de las poblaciones de quistes de *G. rostochiensis* en el tratamiento de biofumigación. En ese caso, de una poblaciones post tratamiento de 315 quistes.100 cm^{-3} de suelo, en la cosecha se redujo a 82 quistes.100 cm^{-3} de suelo (Figura 3A). Esto fue seguido por los tratamientos de incorporación de abonos verdes, con poblaciones post tratamiento de 250 quistes.100 cm^{-3} de suelo y en la cosecha se disminuyó a 100 quistes.100 cm^{-3}; y, el tratamiento de solarización, donde las poblaciones post tratamiento fueron de 270 quistes.100 cm^{-3} de suelo y a la cosecha se mitigó a 110 quistes.100 cm^{-3} de suelo. Efecto contrario ocurrió para el caso del número de huevos + j_2 de *G. rostochiensis,* ya que todas las parcelas sometidas a tratamientos incrementaron las poblaciones de huevos + j_2 (Figura 3B)

Cuadro 1. Resumen del análisis de varianza para la población de quistes y huevos + juveniles (j_2) de *G. rostochiensis* en cuatro tratamientos de control en siembra de papa, variedad Granola, en el estado Mérida, Venezuela.

Fuente de variación	Grados de libertad	Número de Quistes			Huevos + Juveniles (J_2)		
		CM	F	p-valor	CM	F	p-valor
Bloque	3	4387,19	0,91	0,4459	8854371	0,63	0,6029
Época	2	118472,4	24,62	<0,0001	882097068	62,43	<0,0001
Tratamiento	3	5852,52	1,22	0,3192	13898664	0,98	0,4124
Época*Tratamiento	6	6899,23	1,43	0,2316	28819530	2,04	0,0880
Error	33	4811,95			14129216		
Coeficiente de variación (%)		34,0			39,4		

Cuadro 2. Comparación de promedios de la población de quistes y huevos + juveniles (j_2) de *G. rostochiensis* en diferentes épocas de cuatro tratamiento en siembra de papa, variedad Granola, en el estado Mérida, Venezuela.

	Número de Quistes		Huevos + Juveniles (j_2)	
Época	**Medias**	**Ámbito**	**Medias**	**Ámbito**
Pos-Tratamiento	270,00	A	15.136,25	A
Pre-Tratamiento	235,94	A	12.393,75	A
Cosecha	106,88	B	1.125,69	B

Medias con letra común no son significativamente diferentes (Tukey, p > 0,05)

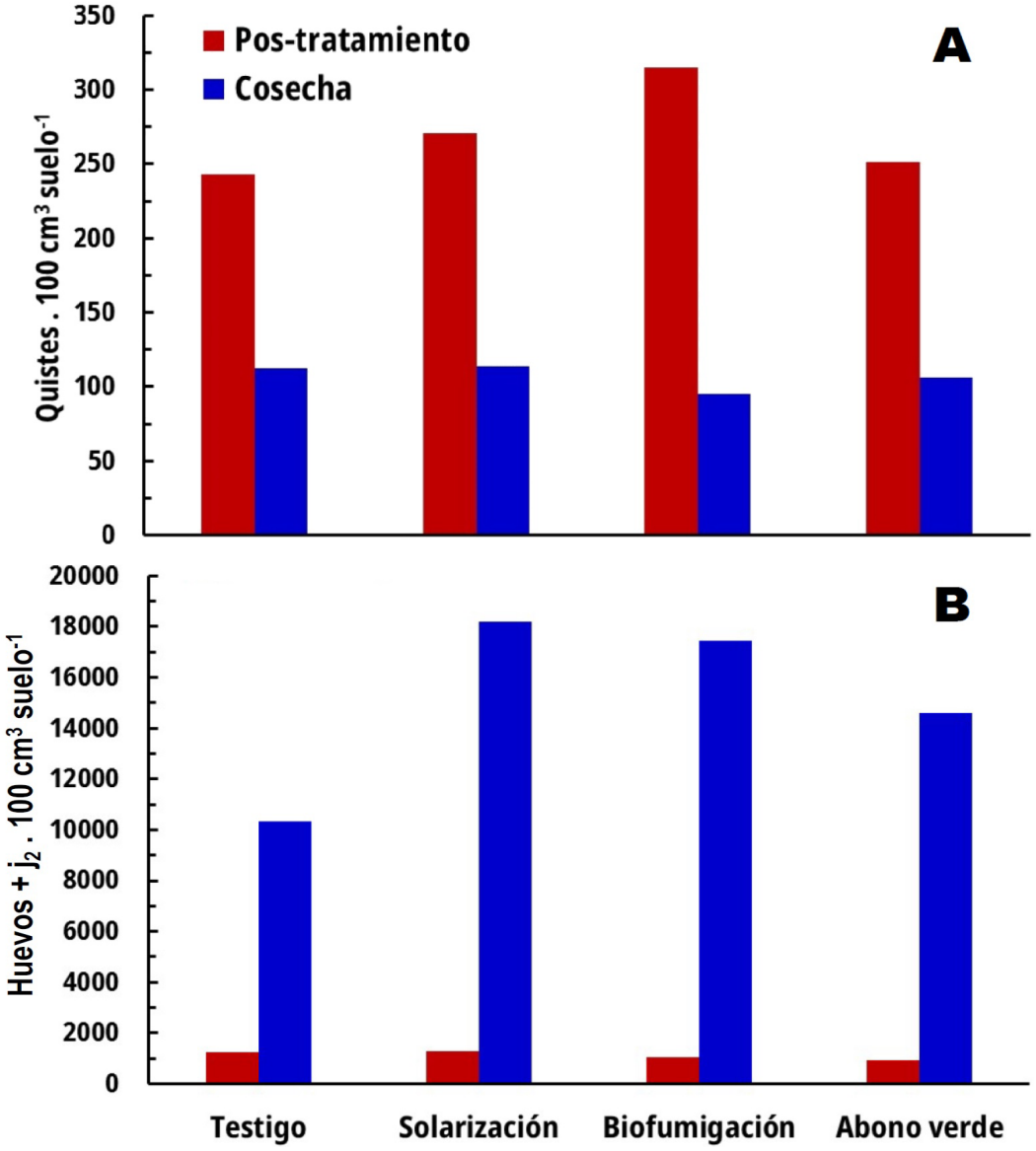

Figura 3. Número promedio de quistes (A) y de huevos + j_2 (B) de *G. rostochiensis* en etapas postratamiento y cosecha en cuatro tratamientos de control en siembra de papa, variedad Granola, en el estado Mérida, Venezuela.

Estos resultados coinciden con los alcanzados por Cadillo (2019) y Rojo (2010). Los autores señalan que, en la descomposición de los residuos vegetales, incorporados al suelo, en acción de los microorganismos, se generan sustancias que pueden actuar en el control de nematodos. Son productos químicos, como el amonio, nitratos, sulfídrico y un gran número de sustancias volátiles y ácidos orgánicos; estos pueden producir una acción nematicida directa o afectar el desarrollo de los quistes, la eclosión huevos o la movilidad de los juveniles de nematodos; también, aportan nutrientes al suelo que están disponibles para la planta lo que se traduce en incremento en rendimientos.

La mayor reducción de la población de quistes de *G. rostochiensis*, se alcanzó en los tratamientos de biofumigación, seguido por el de solarización y del uso de abono verde. Eso se asocia, en parte, a las temperaturas registradas en el suelo, donde se observó acumulación de calor por mayor tiempo

durante el día; debido, probablemente, a factores como: la fenología de la planta, el microclima, y las condiciones del suelo que contribuyeron a mayor emisión de gases con la cobertura plástica.

En trabajos similares, Bello *et al.* (2000) y Curay *et al.* (2021) reportan que, la aplicación de la biofumigación se puede realizar en cualquier época del año; en áreas donde existen bajas temperatura, hasta aproximadamente 30 °C, y en cultivos extensivos. En las investigaciones, reportan la aplicación de la biofumigación para el control de nematodos de dinámica vertical, como *G. rostochiensis.* En ese caso, los nematodos estaban ubicados entre 1 a 20 cm de profundidad en cultivos extensivos como *S. tuberosum***;** el control con la incorporación de abonos verdes al suelo fue efectivo, en condiciones de bajas temperaturas, lo que coincide con la presente investigación.

Por otra parte, es importante acotar que la temperatura mayor a 10 cm del suelo se alcanzó en el tratamiento testigo. De igual forma, el descenso de la temperatura nocturna fue mayor en ese tratamiento. Lo planteado, permite deducir que hay mayor efectividad de todos los tratamientos de control debido a la acumulación de calor por mayor tiempo. Cuando la temperatura del suelo aumentó sobre el nivel térmico de sobrevivencia, es decir, temperaturas superiores a 30 °C, hubo mortalidad de los nematodos. Por su parte, Bello *et al.* (2000) e INIA (2018) señalan que los resultados de la aplicación de la biofumigación en cultivos extensivos son efectivos en condiciones de bajas temperaturas y sin aplicación de cubiertas de plástico. Rosado (2005) indica que, estas temperaturas por periodos prolongados son letales para el nematodo, ya que su actividad metabólica es susceptible a las altas temperaturas que se generan. Además, el incremento de la temperatura del suelo por efecto de solarización o biofumigación, es considerada como una de las razones de los cambios biológicos en el suelo (Carreño 2017). Abu-Irmailehl (2012) agrega que, el incremento de la temperatura del suelo por el calor generado de la descomposición de esos materiales y al incrementar la capacidad del suelo de mantener calor, se contribuye a un aumento en la actividad de los microorganismos. Algunos de los cuales son antagonistas de nematodos. También hay un aumento en la disponibilidad de nutrientes por parte de la planta.

Katan (1995) señala que la mayoría de los organismos nocivos del suelo tienen un carácter mesofílico, es decir, no resisten temperaturas por encima de 32 °C; su reducción es factible si se logra tales niveles térmicos en el suelo. Godoy *et al.* (2013), afirman que el suelo húmedo a capacidad de campo conduce mejor el calor, lo cual permite una distribución uniforme tanto de calor, como de las sustancias que se liberan durante la descomposición de la materia orgánica.

Para el caso de número de huevos y juveniles no se observó reducción de las poblaciones, pero es importante notar que hubo incremento al momento de la cosecha, respecto del primer conteo (post tratamiento). Esto se debió, en parte, al fenómeno de eclosión de los huevos ante el estímulo de las raíces de las plantas. La situación se puede explicar también por el fenómeno de diapausa, ya que no todos los huevos de los nematodos eclosionan al mismo tiempo, aún bajo condiciones óptimas (Muhammad 1994; Betancourth *et al.* 2022).

Lo antes expuesto, permite inferir que con los tratamientos evaluados se redujo más las poblaciones de quistes de *G. rostochiensis*. El resultado coincide con los hallazgos de Bello *et al.* (2000), Lugo *et al.* (2010), Carreño (2017) y Curay *et al.* (2021), quienes reportaron reducción de poblaciones de nematodos asociado a la acción tóxica de sustancias volátiles producidas tras la biodescomposición de la materia orgánica; y a la liberación de compuestos que estimulan los antagonistas saprofitos del suelo, tales como los aldehídos, alcoholes, y o toxinas alelopáticas, que ayudan al incremento de una microflora beneficiosa. Estas técnicas con crucíferas tienen efectos supresivos asociados a la liberación de isotiocianatos durante la hidrólisis de los glucosinolatos presentes en las Brassicas. Además, tienen actividad biológica comparable a la del metamsodio, pesticida de amplio espectro y caracterizado por generar metil-isotiocianato.

El análisis de Chi-cuadrado para la comparación entre la población final y población post tratamiento de quistes de *G. rostochiensis,* calculado como tasa de reproducción, mostró diferencias estadísticas entre los tratamientos. El tratamiento testigo alcanzó un promedio de 4,88 %, superior al resto de los tratamientos, los cuales fueron similares entre sí, con fluctuaciones promedio de sus tasas de reproducción entre 0,30 y 0,42 % (Figura 4).

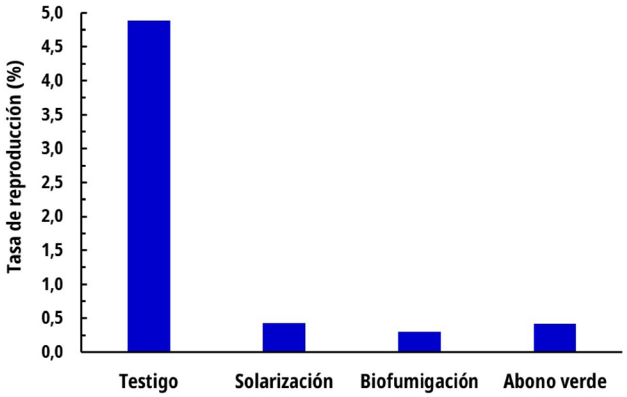

Figura 4. Tasa de reproducción de *G. rostochiensis* en cuatro tratamientos de control en siembra de papa, variedad Granola, en el estado Mérida, Venezuela

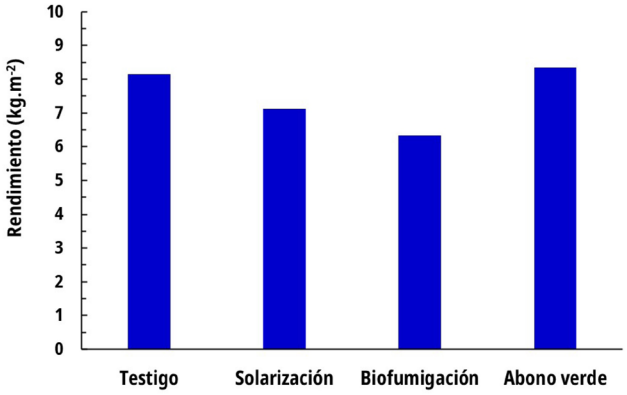

Figura 5. Rendimiento promedio (kg.m^{-2}) de papa, variedad Granola, en cuatro tratamientos de control de *G. rostochiensis* en el estado Mérida, Venezuela

Estos resultados contrastan con valores de tasas de reproducción elevadas de hasta 20 % reportados por Jiménez *et al.* (2000), para Venezuela. En Chile, se determinó que la tasa de reproducción de *G. rostochiensis* en promedio fue de 39 % en siembra realizada en primavera; de 8 y 9 % en siembra de época de verano e invierno, respectivamente (Grecco *et al.* 1992). En Italia se encontró un índice de reproducción de 58 – 65 % (Grecco *et al.* 1982). Lo que indica, que con los tratamientos empleados en esta investigación se logró reducir la tasa de reproducción de *G. rostochien*sis.

Con relación a la producción de cultivo, se muestra en la Figura 5, el rendimiento promedio de la papa para cada tratamiento evaluado. Se evidencia que las parcelas donde se incorporó el abono verde alcanzaron el mayor rendimiento 8,350 kg.m^{-2}; seguido por los tratamientos donde se aplicó solarización y biofumigación, con rendimiento alcanzado de 7,125 kg.m^{-2} y 6,325 kg.m^{-2}, respectivamente.

Es importante considerar que, aunque las parcelas tratadas con biofumigación lograron la mayor reducción de la población de quistes de *G. rostohiensis*, los mayores rendimientos se consiguieron en las parcelas tratadas con abonos verdes. Esto podría atribuirse a que, la incorporación de materia orgánica al suelo, genera algunos gases que intervienen en el proceso de reducción de poblaciones de quistes (lo que permite reducir las poblaciones para ciclos siguientes); también, existe un aporte nutricional al suelo en su proceso de descomposición, lo que se refleja en incremento en los rendimientos. Estos resultados concuerdan con los trabajos de Chango y Curay (2018), quienes señalan reducción de 68,69 % de una población de nematodos, con la incorporación de crucíferas. Landaverde-Acosta (2012) encontró que, las mayores concentraciones de nutrimentos la presentaron los tratamientos con aplicación de control biológico y fertilizantes orgánicos, con respecto a los fertilizantes químicos; de igual forma encontró un mayor nivel de producción en las parcelas con aplicación de abonos orgánicos.

Los resultados sugieren la necesidad de realizar este sistema de manejo durante 3 a 4 años sucesivos para obtener mejores efectos, tal como lo señalan Iriarte *et al.* (2011) y Vuelta (2014). Las prácticas de solarización y de biofumigación, en el tiempo, permiten la acción de los gases producidos por la descomposición de la materia orgánica para el control de fitonematodos del suelo. Rodríguez (2019) indica que, aún en caso de no encontrar diferencias en la producción de la papa, entre el manejo convencional con agroquímicos y uno alternativo que proteja el ambiente, siempre debe escogerse el que no use químicos, como una medida de protección ambiental.

La eficacia de la aplicación de estas técnicas para reducir las poblaciones de patógenos durante varios años consecutivos es similar a la de los fumigantes convencionales; además, permite disminuir la carga tóxica provocada por el uso de agroquímicos tan contaminantes como son los nematicidas químicos. Con el uso de estrategias agroecológicas, se logrará

en el tiempo una mejor protección de los cultivos y del medio ambiente. Esto será de beneficio para los habitantes del municipio Rangel del estado Mérida, Venezuela, zona agrícola por excelencia; igualmente, se puede poner en práctica en otras áreas agrícolas con condiciones similares.

CONCLUSIONES

Se determinó que las estrategias agroecológicas empleadas como técnicas alternativas de control, donde se incorporó abono verde (T4) y biofumigación (T3), fueron efectivas; por el uso de láminas de polietileno transparente (PE) de 60 µm de espesor y 4.000 kg.ha^{-1} de abono verde (*B. napus)*.

Con las prácticas de incorporación de abonos verdes (T4) y biofumigación (T3) se encontró una reducción de las poblaciones del nematodo *G. rostochiensis* y el incremento de los rendimientos del cultivo de papa; lo cual representa una opción factible para los productores del municipio Rangel del estado Mérida, así como también para las zonas productoras de papa del páramo andino venezolano.

LITERATURA CITADA

AAbu-IrmailehI, B. 2012. Solarización del suelo. Manejo de malezas (en línea), FAO. Consultado 20 ene. 2021. Disponible en https://bit,ly/3Bdn4BY.

Anaya, G; Jiménez, N; Rodriguez, D; Crozzoli, R; Greco, N. 2005. Respuesta de clones avanzados de papa al nematodo del quiste *Globodera rostochiensis*, y comportamiento en microparcelas de un clon resistente al nematodo. Nematropica 35 (2): 145-154.

Arboleya, J. 2018. Solarización una técnica de manejo integral de malezas y plagas (en línea). Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA. Montevideo - Uruguay, 96 p. Consultado 29 ago. 2021. Disponible en https://bit.ly/3a1rbVI

Bello, A; López-Pérez, JA; Sanz, R; Escuer, M; Herrero, J. 2000. Biofumigation and organic amendments. Regional Workshop on Methyl Bromide Alternatives for North Africa and Southern European Countries. United Nations Environment Programme (UNEP), Francia. p. 113-141.

Betancourth, C; Cañar, K, Almeidas J; Avellaneda, I. 2022. Eficacia de fluensulfona en el control de *Globodera pallida* (stone) Behrens en el cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.) en Nariño (Colombia). Información Tecnológica 33(2): 107-116.

Blanco, O. 1994. Efecto del descanso del suelo sobre el número y la viabilidad de quistes de *Globodera* spp, en la papa. In Hervé, D; Genin, D; Riviere, G, (eds,) Dinámicas del descanso de la tierra en los Andes. IBTA-ORSTOM. La Paz, Bolivia. p. 171-174.

Cadillo R, A. 2019. Control del nematodo del quiste de la papa (*Globodera pallida*) utilizando productos orgánicos en la zona de Cajay- Ancash. Tesis Ingeniero Agrónomo (en línea). Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión. Huacho, Perú. 81 p. Consultado 28 nov. 2020. Disponible en https://bit.ly/3mmSCiu

Carreño, FH. 2017. Identificación de genes regulados diferencialmente en respuesta a la infección por *Globodera pallida* en una variedad de papa resistente y otra susceptible al nematode (en línea). Tesis Maestro en Microbiología. Universidad Peruana Calletano Heredia. Lima, Perú. 131 p. Consultada 20 dic. 2020. Disponible en https://bit.ly/3mlHJgR

Chango, L.; Curay S. 2018. Aplicación de extractos de extractos vegetales de palo bobo (*Nicotiana glauca)*, clavel chino (*Tagetes patula*) y mostaza (*Sinapis alba*) para el control de nematodos en el cultivo de tomate riñon (*Lycopersicum esculentum*) (en linea). Tesis de Grado Ingeniero Agrónomo, Universidad Técnica de Ambato, Ecuador. 66 p, Consultado 20 dic. 2020. Disponible en https://bit.ly/3a5Du3h

Comina, P; Rivadeneira, J; Cuesta, X. 2017. Estudio de la interacción genotipo por ambiente en papa. Resistencia a tizón tardío y contenido de Fe y Z, In 7 Congreso Ecuatoriano de la papa, Adaptación al cambio climático. Libro de Memorias, Carchi Ecuador. Junio 29 y 30. 210 p.

Curay, S; Mangui, J; Perez, M; Telenchana, N; Vázques, C. 2021. Biofumigación y solarización como estrategia de manejo de nematodos en tomate (*Solanum lycopersicum*). Información Tecnológica 33(2): 107-116.

Dao, F; González, J. 1971. El nematodo dorado de la papa *Heterodera rostochiensis* Woll, y su presencia en los andes Venezolanos. Agronomía Tropical 21:105-110.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2020. World Food and Agriculture - Statistical Yearbook 2020, Chapter 3 Food Segurity and Nutrition (en linea). p. 24-33. Consultado 29 ene. 2021. Disponible en https://bit.ly/3D56Gno

FEDEAGRO (Federación Nacional de Asociaciones de Productores Agrarios de Venezuela). 2017. Estadísticas agrícolas (en línea). Consultado el 29 ene, 2021. Disponible en http://bit.ly/2TBAaFB

Fenwick, DW. 1940. Methods for the recovery and counting of cysts of *Heterodera schachtii* from soil. Journal of Helminthology 18:155–172.

Greco, N., Di Vito, M; Brandonisio, A; Giordano, I; De Marinis, G. 1982. The effect of *Globodera pallida* and *G. rostochiensis* on potato yield. Nematologica 28:379-386.

Greco, N; Moreno, IL. 1992. Influence of *Globodera rostochiensis* on yield of summer, winter, andspring sown potato in Chile. Nematropica 22:165-173.

Greco, N; Crozzoli, R. 1995. Nematodo del quiste de la papa, Globodera rostochiensis y G, pallida: Aspectos generales, Fitopatología Venezolana 8: 26:33.

Godoy, H; Salvador, H; Villalobos, G; Medina, J; Marín, E; Aguilar, M; Maya, Á. 2013. Biosolarización Técnica para el control de patógenos del suelo en invernadero (en línea). INIFAP, Primera Edición 2013, Folleto Técnico 18. 36 p. Consultado 13 ene. 2021. Disponible en https://bit.ly/3akLz4p

González, K; Crozzoli, R; Greco, N. 2001. Utilización de enmiendas orgánicas en el control de *Meloidogyne incognita*. Nematología Mediterranea 29: 41-45.

González, L; Osorio, M; Araujo, Y; Niño, L; Gabriel, J. 2019. Selección de genotipos de papa (*Solanum tuberosum* L.) adaptados a las condiciones agroecológicas del Estado Mérida, Venezuela. Revista Latinoamericana de la Papa 23(1):76-85.

INIA (Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Uruguay). 2018. Solarización: Una técnica de manejo integrado de malezas y plagas en horticultura. p. 96.

Iriarte, L; Sosa, M; Reybet, YG. 2011. Efecto de la biofumigación con repollo sobre el control de *Fusarium oxysporum* en suelo. Revista de Investigaciones Agropecuarias 37(3): 231-237.

Jiménez, N; Crozzoli, R; Greco, N. 2000. Effect of *Globodera rostochiensis* on the yield of potato in Venezuela, Nematología mediterranea 28: 295-299.

JMP (JMP Statistical discovery from SAS, USA). 2020. Data analysis software (en línea). Consultado 09 oct. 2020. Disponible en https://bit,ly/3DcV8hW

Katan J. 1995. Solar heating (solarization) of soil for control of soil borne pests- annual. Review Phytopathology 19:211-36.

Landaverde-Acosta, JI. 2012. Uso de dos estrategias de control del nematodo dorado y fertilización del suelo en cultivo de papa. Tesis Licenciatura, Agronomía. Universidad Veracruzana. México. 45 p.

López-Lima, D; Desgarennes, D; Lima-Rivera, D. 2020. Integrated management of *Globodera rostochiensis*: a novel biocontrol agent, crop rotation and fallow, (en línea). Journal of Plant Disease Protection 127:633-640. Consultado el 18 may. 2020. Disponible en: https://bit.ly/2IHjNVb

Lugo, Z; Crozzoli, R; Greco, N; Cortez, A; Fernández, A. 2010. Efecto de la solarización y de *Calotropis procera* en el control de *Meloidogyne incognita* en melón en el estado Falcón, Venezuela. Nematología Mediterranea 38: 121-127.

MPPAT (Ministerio del Poder Popular para la agricultura y Tierras, Venezuela). 2018. Evolución de la Producción, la Superficie y el Rendimiento de Rubros Seleccionados en el Período 1995-2018. p. 41.

Muhammad, Z. 1994. Diapause in the nematode *Globodera pallida*. Eur J Plant Pathol, 100, 413-423 (1994). https://doi.org/10.1007/BF01874808

Montes Y, IM. 2020. Mejoramiento de las propiedades biofísicas del suelo mediante la incorporación de dos abonos verdes y materia orgánica (en línea). Tesis de maestría. Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú. Escuela de Posgrado 114 p. Consultado 24 ago. 2020. Disponible en: https://bit.ly/31dNnrJ

Obando, M; García, G; Araya, M. 2017. Control químico de *Globodera pallida* (Stone) Behrens y la producción de papa (*Solanun tubersoum* L,), variedad Floresta (en línea). Revista Protección Vegetal 32 (3):1-1. Consultado 17 dic, 2020. Disponible en https://bit.ly/2T56aVg

Obregón, S; Bejarano, J; Saavedra, M; Haro, A. 2018. Cruciferae plant species for biofumigation in Mediterranean conditions. 5 ISHS International Symposium on Brassicas. p. 172.

Peña, R; Duerto, O. 1987. Evaluación de la funcionalidad de las obras conservacionistas, el caso de "La Misinta", Mucuchíes, Estado Mérida. Trabajo especial de grado, Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela. 201 p.

Perera, S; Trujillo, L; Cruz, B; Díaz, C; Santos, B; Tascón, C. 2013. Evaluación de alternativas al uso de metan sodio para el control del nematodo dorado (*Globodera rostochiensis* y *G. pallida*) en el cultivo de la papa en Tenerife, 2° año experimental. Servicio Técnico de Agricultura y Desarrollo Rural. 8 p.

PROINPA (Productores Integrales del Páramo, Venezuela). 2014. Boletín informativo 2014. Red socialista de Innovación Productiva Integral del Cultivo de Papa municipio Rangel estado Mérida –Venezuela. 16 p.

Pullman, G; Deavay, J; Garber, R. 1981. Soil solarization and thermal death: a logarithmic relation between time and temperature for soilborne pathogens. Phytopathology 71(9):959-964

Rivadeneira, J; Ortega, D; Morales, V; Montero, C; Cuesta, X. 2017. Efecto de la interacción genotipo por ambiente en el contenido de hierro, zinc y vitamina C en genotipos de papa (*Solanum* sp). VII congreso Ecuatoriano de la papa. Adaptación al cambio climático. Libro de Memorias, Carchi Ecuador. Junio 29 y 30. 210 p.

Rojo, M. 2010. Bases agronómicas para la utilización de restos agrarios en biodesinfeccion de suelos (en línea). Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Consultado 20 ene. 2021. Disponible en https://bit.ly/3l5X1XI

Rodríguez C, AE. 2019. Evaluación de prácticas de manejo integrado y convencional del nematodo de quiste de la papa (*Globodera pallida* Stone 1973), en la Estación Experimental Carlos Durán en Tierra Blanca de Cartago. (en línea), Trabajo de Licenciado en Ciencias Agronómicas. Universidad Nacional Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar, Heredia, Costa Rica. 94 p. Consultado el 20 feb. 2020. Disponible en: https://bit.ly/3o0ucLK-

Rosado, S. 2005. Efecto de prácticas agrícolas sustentables en el manejo de nematodos fitoparasítico en calabaza (*Cucurbita moschata* Ducth). Tesis maestro en ciencias. Universidad de Puerto Rico. 114p.

Scurrah, MI; Niere, B; Bridge, J. 2005. Nematode parasites of Solanum and sweet potatoes, In Luc; M; Sikora, RA; Bridge, J, (eds,). Plant parasitic nematodes in subtropical and tropical agriculture. CABI Publishing. p. 193-219.

S'Jacob, J; Van Bezooijen, J. 1971. A manual for practical work in nematology, Wageningen. Agricultural University. The Netherland. p. 15-17.

Silva, C. 2018. Biofumigación con brassicaceas para el control de nematodos en el cultivo de papa, Tesis de grado Ingeniero Agrónomo. Universidad Técnica de Ambato. Ecuador. p. 70.

Vuelta, DE. 2014. La biofumigación y la solarización como alternativas al manejo de plagas del suelo (en línea). Ciencia en su PC 1:15-26. Consultado 21 dic. 2021. Disponible en https://bit.ly/3BoQ9KR|